



Repubblica di San Marino

STATO DELL'AMBIENTE DELLA REPUBBLICA DI SAN MARINO

PRIMA FASE

NATURA E BIODIVERSITA'

per l'organizzazione di una banca dati relazionale utile a trasferire tutte le informazioni su GIS,
attraverso il Sistema Informativo Territoriale della RSM

Coordinatore della ricerca:

Prof. Riccardo Santolini
DiSUAN
Campus Scientifico Sogesta, 61029 Urbino
Tel. 0722 304303
e-mail: riccardo.santolini@uniurb.it



www.uniurb.it

Università degli Studi di Urbino "Carlo Bo"

Dipartimento di Scienze dell'Uomo, dell'Ambiente e della Natura (DiSUAN)

Gruppo di Lavoro

COORDINAMENTO

Riccardo Santolini, *DiSUAN, Università di Urbino*

Elisa Morri, *DiSUAN, Università di Urbino*

VEGETAZIONE

Marcello Corazza *CIRSA, Università di Bologna*

Lorenzo Diani *CIRSA, Università di Bologna*

Marco Magalotti (*libero professionista*)

Silvia Magnani *CIRSA, Università di Bologna*

Elisa Morri *DiSUAN, Università di Urbino*

INDICATORI FAUNISTICI

Rossana Agoglitta *DiSUAN, Università di Urbino*

Tommaso Campedelli *D.R.E.Am. Italia Soc. Coop. Agricolo Forestale a r.l.*

Lino Casini (*libero professionista*)

Guglielmo Londi *D.R.E.Am. Italia Soc. Coop. Agricolo Forestale a r.l.*

Fabio Pruscini *DiSUAN, Università di Urbino*

Andrea Suzzi Valli *Centro Naturalistico Sammarinese*

Guido Tellini Florenzano *D.R.E.Am. Italia Soc. Coop. Agricolo Forestale a r.l.*

MODELLI

Giovanni Pasini *CREN s.c.a.r.l. Rimini*

INDICE

1- PREMESSA: L'IMPORTANZA DELLA BIODIVERSITA'	pag. 5
2- LO SVILUPPO DEL LAVORO	pag. 8
3- LA CARTA DELLA VEGETAZIONE	pag. 10
3.1 METODOLOGIA DI LAVORO	pag. 10
3.1.1 <i>Materiale fornito dal committente</i>	pag. 10
3.1.2 <i>Costruzione del Gis</i>	pag. 10
3.1.3 <i>Costruzione della legenda della carta</i>	pag. 11
3.1.4 <i>Definizione dei tipi e la delimitazione dei poligoni</i>	pag. 12
3.1.5. <i>Rilievi nelle aree agricole</i>	pag. 12
3.1.6 <i>Informatizzazione della carta</i>	pag. 12
3.1.7 <i>Strutturazione del DataBase associato</i>	pag. 13
3.2 DESCRIZIONE DEI TIPI FISIONOMICO-STRUTTURALI	pag. 14
4- CARATTERIZZAZIONE DELLE AREE FORESTALI	pag. 18
4.1 IDENTIFICAZIONE DELLE AREE FORESTALI	pag. 18
4.2 DESCRIZIONE DELLE TIPOLOGIE FORESTALI	pag. 19
4.3 LEGENDA DELLA CARTA FORESTALE	pag. 23
5- QUALITA' DELL'ECOMOSAICO	pag. 26
5.1 INDICI DI FORMA E DIVERSITA' DELLE PATCHES	pag. 26
5.2 INDICE DI NATURALITA' DELLA VEGETAZIONE	pag. 28
5.3 INDICE DI URBANIZZAZIONE DIFFUSA	pag. 30
6- GLI INDICATORI: IL POPOLAMENTO ORNITICO NIDIFICANTE	pag. 32
6.1 MATERIALI E METODI	pag. 32
6.1.1. <i>Raccolta dei dati ornitici</i>	pag. 32
6.2 ANALISI DEI DATI	pag. 34
6.3 RISULTATI	pag. 34
6.4 ANALISI DEI DATI	pag. 38
6.5 DISCUSSIONE	pag. 40
6.5.1 <i>Ambienti antropizzati</i>	pag. 40
6.5.2. <i>Boschi</i>	pag. 43
6.5.3. <i>Mosaici ambientali</i>	pag. 45

6.6 ANALISI DELLA DIVERSITA' FAUNISTICA	pag. 47
6.6.1 <i>Biodiversità beta</i>	pag. 49
6.7 APPENDICE 1	pag. 51
6.8 APPENDICE 2	pag. 53
7- LA QUALITA' FUNZIONALE DEGLI ECOSISTEMI	pag. 58
7.1. LA FRAMMENTAZIONE	pag. 59
7.2. IL MODELLO DI QUALITA' ECOSISTEMICA	pag. 61
7.3. INDICE CONSERVAZIONISTICO E RAPPRESENTAZIONE CARTOGRAFICA	pag. 65
7.4 IL MODELLO DI QUALITA' AMBIENTALE	pag. 67
8. BIBLIOGRAFIA	pag. 70

1. PREMESSA: L'IMPORTANZA DELLA BIODIVERSITÀ

L'uso della biodiversità come fattore di conoscenza e di valutazione della qualità ambientale è legata alla sua progressiva rarefazione in seguito alle attività umane. La biodiversità è per altro divenuta oggetto di specifica tutela grazie alla Convenzione Internazionale stipulata a Rio di Janeiro nel 1992, cui ha aderito anche l'Italia adottandola nel 1994 con la legge n.124.

Biodiversità o diversità biologica è definita come "la variabilità degli organismi viventi di qualsiasi origine comprendente quella degli organismi terrestri, marini e degli ecosistemi acquatici ed i complessi ecologici di cui fanno parte: essa comprende la diversità all'interno di ogni specie, tra le specie e degli ecosistemi" (UNEP, 1992).

Una comunità biologica è costituita dalle specie che occupano una parte di territorio ed interagiscono fra loro; quando alla comunità si associano i fattori fisici in cui vivono le specie si configura l'ecosistema, caratterizzato inoltre dai cicli biogeochimici e dal flusso di energia che lo attraversa di cui le specie sono protagoniste. Il livello ecosistemico è quello della massima complessità funzionale in quanto è costituito dall'integrazione delle complessità dei livelli precedenti (genetico di specie, di popolazione e di comunità) e non dalla loro somma, comprendendo le reciproche influenze e interazioni della componente vivente (biotica) e quella non vivente (componente abiotica).

Ma cosa serve tutto ciò? Il risultato di questa complessa macchina naturale a energia solare è la produzione di servizi ecosistemici in regime di autopoiesi (autosostentamento). Dipendiamo dagli ecosistemi per tutta una serie di servizi essenziali, fra cui la fornitura di alimenti e materiali, la cattura di biossido di carbonio dall'atmosfera, l'approvvigionamento di acqua potabile, la protezione del terreno dall'erosione, nonché quale fonte di geni selvatici che potrebbero risultare utili in agricoltura o medicina. Numerosi studi hanno rivelato che i servizi ecosistemici, per funzionare efficacemente, dipendono da un certo numero di specie (cfr Hector e Bagchi 2007). Ciononostante, questi studi hanno considerato i servizi ecosistemici singolarmente, mentre di fatto la maggior parte degli ecosistemi viene valutata o gestita per diversi servizi o processi, nell'ambito della cosiddetta «multifunzionalità» in cui è il complesso di interazioni che determina la/e funzione/i.

La regolazione della composizione chimica dell'atmosfera, la regolazione del clima locale e globale, la prevenzione dell'erosione dei suoli, l'accumulo ed il ricircolo di nutrienti, il mantenimento della diversità biologica e genetica, la ricreazione ed il turismo sostenibile, la produzione di ossigeno e di materie prime per uso personale ed industriale sono solo alcune delle funzioni che l'ambiente può svolgere ed in cui sono fortemente coinvolte le diverse specie dell'ecosistema. Le caratteristiche funzionali delle specie influenzano fortemente le proprietà ecosistemiche (Hooper et al. 2005) per cui la diversità biologica è, in generale, in stretta relazione con la stabilità ambientale e ciò sta a significare che quanto più un ambiente è diversificato, tanto meno è vulnerabile. Quando la variabilità spaziale e temporale aumenta, più specie sono necessarie per assicurare una "scorta" di beni e servizi ecosistemici, il che si verifica in genere quando sono considerate periodi di tempo più lunghi ed aree più grandi. La qualità ecosistemica è quindi funzione delle dimensioni degli ecosistemi in buono stato di conservazione, che esprimono biodiversità e producono servizi ecosistemici. Gli ecosistemi che posseggono un numero di specie

che rispondono in modo differente a diverse perturbazioni ambientali possono stabilizzare i processi in risposta ai disturbi ed alle variazioni delle condizioni abiotiche (Hooper et al. 2005).

Analizzando le ragioni della perdita di diversità, si individuano fattori diretti, più immediatamente percettibili e valutabili. Si tratta di eventi come la contrazione degli habitat, l'uso delle risorse naturali, l'introduzione di specie alloctone, l'erosione della ricchezza in specie, l'inquinamento ed i cambiamenti globali: tutte azioni che hanno come effetto la scomparsa di specie, l'impoverimento delle comunità e la distrofia progressiva degli ecosistemi.

Il primo fattore diretto che porta alla riduzione della diversità biologica è la conversione dell'uso del suolo: la trasformazione dell'ecomosaico e la sua frammentazione nonché l'isolamento delle aree a maggior qualità ambientale relativa, determinano non solo la perdita delle specie vegetali ed animali ad esse associate, ma gran parte delle funzioni ecologiche degli ecosistemi.

L'uso sconsiderato delle risorse naturali da parte dell'uomo è il secondo fattore di riduzione della diversità biologica: il sistema più diffuso è quello che prevede la raccolta/cattura di una risorsa in una determinata area fintanto che essa non diventi troppo rara ("economicamente svantaggiosa") o scompaia completamente. Si tratta di sovrasfruttamento, cioè dell'utilizzo di una risorsa naturale (rinnovabile) ad un tasso superiore a quello necessario per il suo rinnovo (es. suolo, acqua). Lo scenario a cui assistiamo si configura come un circuito vizioso in cui il primo passo si sviluppa con il depauperamento delle risorse, a cui consegue la distrofia degli ecosistemi con il risultato di essere costretti a investire energia e danaro per poter utilizzare i servizi ecosistemici base (disponibilità di acqua di buona qualità) soggetti a distrofia, senza contare la necessità di tamponare, spesso malamente, dissesti indotti da queste pratiche.

A questo quadro si aggiunge la più importante e più evidente modificazione ambientale globale di origine antropica: il cambiamento climatico. Esso incide fortemente sulla disponibilità di risorsa e sulla sua distribuzione nel tempo determinando modificazioni che da ormai un decennio sono una evidenza e un campanello d'allarme. Il cambiamento climatico incide su una serie di fattori che alterano la biodiversità, soprattutto sulle specie ai limiti degli areali biogeografici: la valle del Marecchia, in cui il territorio della Repubblica di San Marino è inserito, è un confine biogeografico dove molte specie continentali hanno il loro limite distributivo meridionale e specie mediterranee hanno invece il loro limite settentrionale: ciò determina ancor più preoccupazione per la grande biodiversità e qualità ambientale residua degli ecosistemi di questo territorio.

Da queste considerazioni, emerge l'importanza di mettere a sistema una rete di monitoraggio della biodiversità che possa monitorare le dinamiche dei fattori ecosistemici tra cui la biodiversità ed essere opportunamente integrata dai risultati delle azioni di monitoraggio (chimico fisico, climatico ecc.) già attualmente in atto. La conoscenza dello stato di conservazione degli ecosistemi naturali o seminaturali della Repubblica di San Marino è oggi piuttosto completa da un punto di vista qualitativo (Suzzi Valli et al. 2008) ma soffre della mancanza di procedimenti sistematici di raccolta dei dati mancano e di azioni standardizzate di monitoraggio integrato per valutare in modo efficace la qualità ecosistemica attraverso una analisi quali-quantitativa della biodiversità. L'esigenza di creare ed alimentare basi conoscitive caratterizzate da un elevato contenuto informativo può trovare soluzione nell'utilizzo di indicatori di tipo ecologico e faunistico in particolare.

Ad esempio, l'azione informativa svolta dallo *European Bird Census Council* (E.B.C.C.) di concerto con *BirdLife International* ha focalizzato l'attenzione dell'Unione Europea sulle

informazioni fornite da questi indicatori “ornitologici”. In particolare è stato preso in considerazione il cosiddetto *Farmland Bird index*. È noto e preoccupante che di 195 specie europee a status di conservazione sfavorevole, 116 sono specie associate agli habitat agricoli, il cui declino si considera causato da cambiamenti nell’uso e nella gestione del territorio associati con l’intensificazione delle pratiche agricole. È una ovvia conseguenza che i cambiamenti mostrati da tali specie siano particolarmente informativi sullo stato del territorio. Tale principio è stato recepito nelle regolamentazioni inerenti i Piani di Sviluppo Rurale. Nella appena approvata “*Commission regulation on laying down detailed rules for the application of Council Regulation No 1698/2005 on support for rural development by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD)*” una sezione (Sezione 3 – Monitoring and evaluation¹) è dedicata proprio agli strumenti di valutazione della gestione agricola del territorio. Da questa (Art. 51) deriva un’intero allegato (Annex VII) dedicato alla struttura e contenuto dei rapporti annuali sui Piani di Sviluppo Rurale. L’allegato al suo Punto 2 menziona una lista di indicatori di progresso (elencati nel successivo Annex VIII) considerati **obbligatori**². Letteralmente “*The list of indicators (output and result, in relation to the targets of the programme) as set out in Annex VIII to this Regulation is to be used*”. Il primo indicatore dell’Asse II (*Improving the environment and the countryside through land management*), relativo alla Biodiversità, è costituito da “*Population of farmland birds*”³.

Di conseguenza, la Banca dati dello Studio sullo Stato dell’Ambiente integrata con le informazioni già in essere, rappresenta la naturale sorgente delle informazioni sull’andamento dei parametri descrittivi lo stato ambientale utilizzando dati faunistici integrati e gli Uccelli in particolare come indicatori ecologici.

L’attuale approccio allo studio della biodiversità e del suo significato funzionale nasce dall’esigenza di addivenire a politiche di corretto uso delle risorse; anche il modo di valutare gli aspetti economici è oggi più coerente con l’attribuzione di un valore ai viventi di per sé per l’azione che svolgono e per le funzioni ecosistemiche in cui sono coinvolti nella regolazione.

Il complesso delle relazioni fra viventi e ambiente offre una gamma di variabili che poco si presta a sintesi e a pareri definitivi; allo stesso tempo, non esiste sicurezza sul fatto che i fenomeni che si registrano abbiano la forza di una regola generale. Tuttavia, la posizione più corretta è forse quella di formulare un’ipotesi e cercare di valutare le probabilità che sia affidabile nell’ambito del principio di precauzione e di mantenimento delle funzioni ecosistemiche; si tratta cioè di stabilire i rischi ambientali, siano essi rischi che riguardano la salute umana attraverso l’ambiente o rischi che interessano gli ecosistemi in quanto tali dal momento che la salute umana dipende da questi.

¹ Pag. 58 dell’acclusa bozza di documento (in particolare artt. 51 e 52).

² Pag. 97 dell’acclusa bozza di documento (Punto 2).

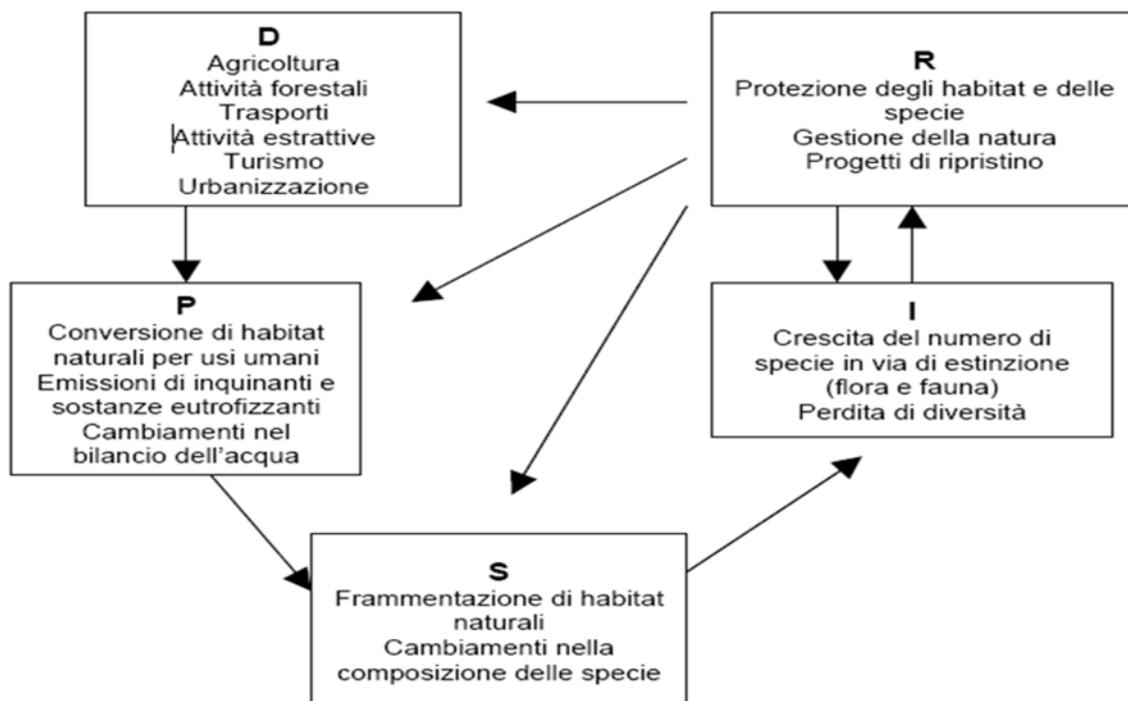
³ Pag.102 dell’acclusa bozza di documento (Annex VIII – List of common baseline, output, result and impact indicators).

2. LO SVILUPPO DEL LAVORO

Uno degli stimoli più importanti del presente lavoro è stato quello di fornire un pacchetto di conoscenze integrate ed implementabili. Lo sviluppo del GIS ci ha permesso di fornire e di ottimizzare le informazioni disponibili integrandole con analisi funzionali alla definizione della aree a maggior rischio di perdita di funzioni ecosistemiche.

Gli indicatori, a loro volta, possono essere sviluppati e organizzati secondo modelli diversi. Un noto modello è basato sul concetto di causalità: le attività antropiche esercitano pressioni sull'ambiente ed inducono modificazioni nella sua qualità e nella quantità delle risorse naturali (stato); la società risponde a tali modificazioni attraverso politiche ambientali, di economia generale e di settore (risposte) tendenti a correggere le attività antropiche, ridurre le pressioni e migliorare lo stato dell'ambiente. Questi diversi momenti formano una componente di un ciclo di politica ambientale che comprende la percezione dei problemi, la formulazione di carattere politico, il monitoraggio e la valutazione dell'efficacia del provvedimento politico.

Fig. 2.1. – Natura e Biodiversità, schema di lavoro impostato sul modello DPSIR



Il **modello DPSIR**, sviluppato in ambito dell'Agencia Europea per l' Ambiente, si basa su una struttura di relazioni causa/effetto che lega tra loro i seguenti elementi:

Determinanti (D), che descrivono i settori produttivi dal punto di vista della loro interazione con l'ambiente e perciò come cause generatrici primarie delle pressioni ambientali;

Pressioni (P), che descrivono i fattori di pressione in grado di influire sulla qualità dell'ambiente;

Stato (S), che descrive la qualità attuale e tendenziale dell'ambiente e delle sue risorse;

Impatto (I), che descrive le ripercussioni, sull'uomo, sull'ecosistema e sulle sue componenti (flora, fauna, servizi ecosistemici ecc.) dovute alla perturbazione della qualità dell'ambiente;

Risposte (R), che sono generalmente rappresentate dalle risposte agenziali alle criticità dell'ambiente in termini di attività di monitoraggio e controllo ispettivo.

Lo schema di Fig. 2.1 offre il senso del lavoro che si è intrapreso analizzando il contesto ambientale attraverso la funzione ecosistemica *biodiversità* che, come è stato sviluppato in premessa, diventa la "sentinella" di molte funzioni ecosistemiche. Di conseguenza, il primo passo è stato quello di strutturare una carta della vegetazione integrandola con gli aspetti più strettamente fisionomico strutturali che vanno da quelli forestali a quelli più strettamente agroambientali. Il capitolo successivo (cap. 3) entrerà nel merito degli aspetti metodologici.

Già a questo livello però, è possibile definire un grado di alterazione del sistema ambientale attraverso l'uso e l'applicazione alla cartografia prodotta (Carta della Vegetazione, carta Forestale) di indici propri dell'Ecologia del Paesaggio che rende merito della frammentazione e della trasformazione del territorio operata nel tempo.

La fase successiva sviluppa l'analisi di indicatori che correlati con gli aspetti vegetazionali e d'uso del suolo, descrivono gli effetti che i fattori di pressione in grado di influire sulla qualità dell'ambiente determinano sui parametri di popolazione e comunità che sono propri degli indicatori prescelti.

Tra le comunità di animali selvatici, gli Uccelli risultano essere ottimi *indicatori ecologici*, infatti essi sono tra gli organismi che meglio si prestano ad essere utilizzati come indicatori del grado di complessità o di degrado degli ecosistemi terrestri, essendo diffusi sul suolo, nella vegetazione e negli strati inferiori dell'atmosfera e mostrando una notevole sensibilità alle variazioni degli ambienti in cui vivono (Blondel 1975, De Graaf 1977). Inoltre, l'ornitocenosi viene scelta come strumento di diagnosi ambientale perché le specie che compongono la comunità ornitica rappresentano una componente non secondaria negli ecosistemi terrestri, le quali giocano un ruolo determinante nel trasferimento dell'energia attraverso le catene alimentari. Infine, numerosi Autori hanno evidenziato, in vari ecosistemi, le strette correlazioni che esistono fra la struttura della vegetazione la sua gestione e le caratteristiche della comunità e quindi si prestano ad essere utilizzati come indicatori ecologici per valutazioni su larga scala della qualità ambientale e per la pianificazione dell'uso del territorio. Gli Uccelli assumono quindi un ruolo non solo di oggetto di protezione e conservazione, ma anche un valido strumento di misura dello stato di salute del territorio, con applicazioni pratiche che vanno dalla pianificazione paesistica alla valutazione di impatto ambientale.

Di qui l'importanza e l'utilità di indagini approfondite sull'avifauna a scala territoriale attraverso la predisposizione di una opportuna rete di monitoraggio che possa essere strumento di analisi e di valutazione una volta che i dati siano correlati con le altre matrici ambientali e opportunamente modellizzati in modo utile alla costruzione di scenari a supporto delle decisioni che devono essere oggetto della fase del lavoro successiva che dovrà prendere in considerazione le politiche di risposta alle pressioni ed agli impatti che questo lavoro sottolinea in relazione ai determinanti che scatenano queste pressioni. Infatti, il modello che ne consegue evidenzia le criticità ambientali ed gli ambiti in cui gli ecosistemi presentano una struttura funzionale all'erogazione di servizi ecosistemici e quindi meritevoli, non dico di conservazione, ma di attenzione nel tutelare i servizi ecosistemici erogati e quindi nel preservare gli equilibri delle componenti ecosistemiche li esprimono la massima efficienza ed efficacia relativa.

3. LA CARTA DELLA VEGETAZIONE

Il presente capitolo definisce i passaggi attraverso cui si è giunti all'informatizzazione e alla definizione del contenuto informativo della Carta della Vegetazione.

3.1. METODOLOGIA DI LAVORO

La metodologia di lavoro può essere sintetizzata come di seguito riportato:

- 1 Raccolta del materiale fornito dal committente
- 2 Organizzazione degli strati informativi raccolti in un GIS appositamente realizzato per la costruzione della carta
- 3 Validazione del materiale raccolto
- 4 Definizione di una legenda dei tipi fisionomico-strutturali
- 5 Fotointerpretazione e prima identificazione delle formazioni vegetali naturali, seminaturali e aree agricole
- 6 Stampa di una carta provvisoria per la fase di campagna
- 7 Rilievi in campo per la validazione della fotointerpretazione e definizione della geometria dei poligoni
- 8 Informatizzazione finale della carta

3.1.1. Materiale fornito dal committente

Il materiale messo a disposizione dal committente per la realizzazione della carta fisionomico-strutturale della vegetazione di San Marino è di seguito descritto.

- Base topografica vettoriale (formato shapefile .shp), proiezione Cassini-Soldner, comprendente: reticolo autostradale, rete fluviale, edifici e curve di livello (10 m)
- Ortofoto anno 2007, proiezione Cassini-Soldner (formato .jpg).
- Carta dell'uso del suolo (formato .shp) contenente i seguenti strati informativi: frutteti, uliveti, seminativo, verde forestale, verde urbano, proiezione Cassini-Soldner

3.1.2. Costruzione del Gis

Gli strati informativi sono stati organizzati in un unico GIS appositamente realizzato con il software ArcGIS 9.2 (www.esri.com). Su specifica richiesta del committente e per omogeneità con gli strati informativi forniti, è stata mantenuta la proiezione Cassini-Soldner.

Si è proceduto alla validazione del materiale fornito mediante una preliminare fotointerpretazione e digitalizzazione.

La sovrapposizione critica e validata dei diversi strati informativi ha consentito di realizzare una prima sintesi dell'insieme delle informazioni che si è tradotta nella definizione di una legenda provvisoria dei tipi fisionomico-strutturali e di una prima bozza di carta tematica da utilizzare per le verifiche di campagna.

3.1.3. Costruzione della legenda della carta

Per l'organizzazione gerarchica e la nomenclatura della legenda è stata utilizzata la metodologia Corine Land Cover 2000 al IV livello (APAT, 2005) a cui sono state apportate alcune modifiche

necessarie per una corretta descrizione delle tipologie rilevate e per mantenere il dettaglio di alcune tipologie caratteristiche del territorio della Repubblica di San Marino. Per questa finalità sono stati introdotti elementi derivati dalla legenda della Carta dell'Uso del Suolo della Regione Emilia-Romagna (AA.VV, 2006). Di seguito si riporta la struttura gerarchica della legenda realizzata per la carta ed un estratto della legenda dalla carta (Fig. 3.1.).

1. Superfici artificiali
2. Superfici agricole utilizzate
 - 2.2 Colture permanenti
 - 2.2.1 Vigneti
 - 2.2.2 Frutteti
 - 2.2.3 Oliveti
3. Territori boscati e ambienti semi-naturali
 - 3.1 Zone boscate
 - 3.1.1 Boschi di latifoglie
 - 3.1.1.1 Boschi a prevalenza di querce e altre latifoglie sempreverdi
 - 3.1.1.2 Boschi a prevalenza di querce caducifoglie
 - 3.1.1.6 Boschi a prevalenza di specie igrofile
 - 3.1.1.7. Boschi a prevalenza di latifoglie esotiche
 - 3.1.2. Boschi di conifere
 - 3.2 Zone caratterizzate da vegetazione arbustiva e/o erbacea
 - 3.2.2 Cespuglieti e arbusteti
 - 3.2.3 Aree a vegetazione arbustiva e arborea in evoluzione
 - 3.3 Zone aperte con vegetazione rada o assente
 - 3.3.3 Aree con vegetazione rada
 - 3.3.3.1 Aree calanchive
5. Corpi idrici



Fig. 3.1- Legenda della carta fisionomico-strutturale della vegetazione di San Marino

3.1.4. Definizione dei tipi e la delimitazione dei poligoni

I sopralluoghi di campagna sono stati eseguiti durante l'estate-autunno 2008.

Nella fase di campagna il territorio oggetto di studio è stato percorso utilizzando apparecchiature GPS e un supporto cartaceo costituito dalla carta della vegetazione fisionomico-strutturale provvisoria su cui sono state verificate le tipologie di copertura e la geometria dei poligoni.

3.1.5. Rilievi nelle aree agricole

I rilievi di campagna per le aree agricole sono stati finalizzati alla definizione dei terreni in attualità di coltivazione e alla individuazione di:

- frutteti
- uliveti
- vigneti

3.1.6. Informatizzazione della carta

La digitalizzazione dei poligoni in formato vettoriale è stata effettuata in ambiente ARC/INFO compatibile utilizzando il software ArcGIS 9.2.

Per garantire il massimo grado di precisione al livello di scala del prodotto finale (1:10.000) la scala di lavoro privilegiata è stata pari a circa 1:4.000. L'area minima cartografabile è stata stabilita di 400 m².

L'inserimento degli elementi ha comportato l'adozione di alcune regole in fase di digitalizzazione: i poligoni sono stati digitalizzati con topologia in modo da escludere la possibilità di poligoni aperti, sovrapposti o con aree vuote. Si è proceduto alla costituzione di entità con topologia poligonale per tutta la superficie cartografata (Fig. 3.2.).

3.1.7. Strutturazione del DataBase associato

La strutturazione dell'archivio-database (DB) associato ai tipi fisionomico-strutturali ha seguito i criteri fondamentali di semplicità e completezza. L'archivio è unico e contiene i campi relativi ai livelli di classificazione individuati (Tab. 3.1).

Tab. 3.1 - Struttura del data base associato ai tipi fisionomico-strutturali.

nome campo	Descrizione	tipo di campo
<i>AREA</i>	Campo valore di superficie in m ²	numerico
<i>L1</i>	Codice Corine Land Cover Livello 1	numerico
<i>L2</i>	Codice Corine Land Cover Livello 2	numerico
<i>L3</i>	Codice Corine Land Cover Livello 3	numerico
<i>L4</i>	Codice Corine Land Cover Livello 4	numerico
<i>COD_TOT</i>	L1+L2+L3+L4	stringa
<i>Descriz</i>	Descrizione sintetica della tipologia	stringa

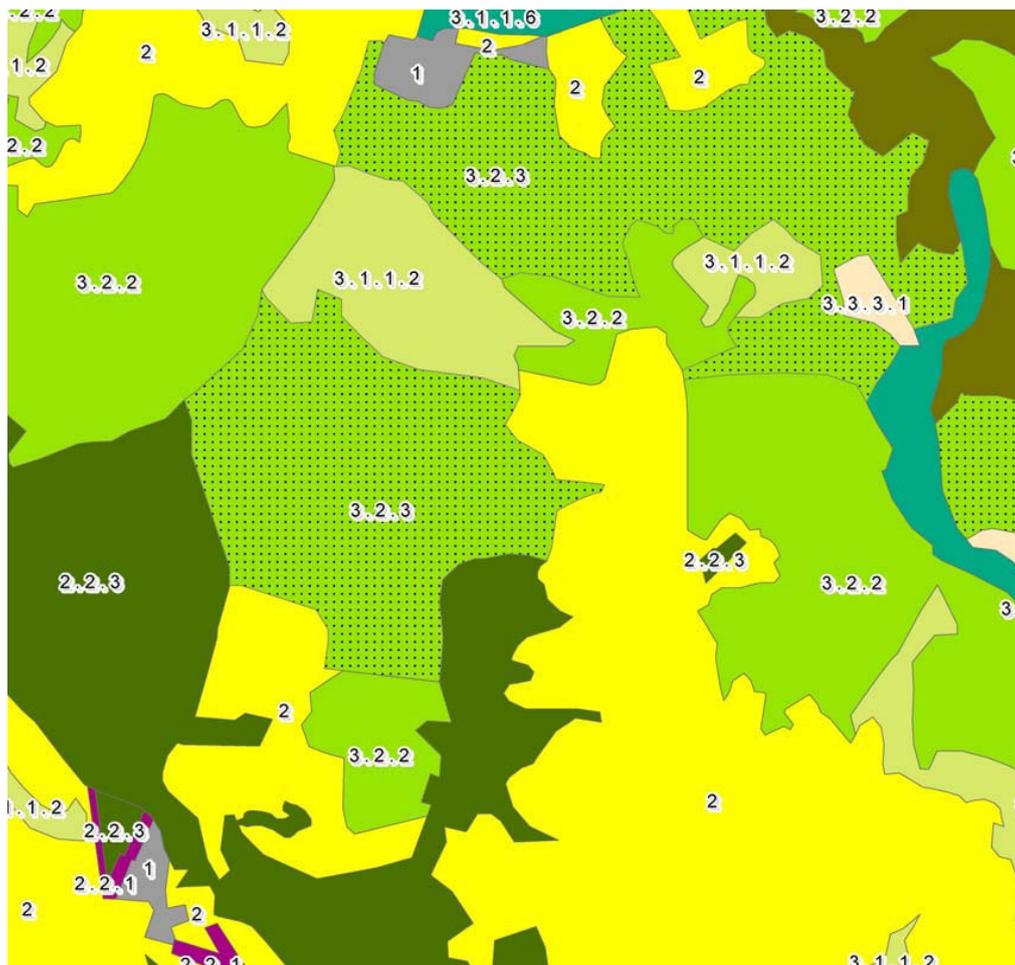


Fig. 3.2. - Particolare della carta

3.2. DESCRIZIONE DEI TIPI FISIONOMICO-STRUTTURALI

BOSCHI A PREVALENZA DI QUERCE E ALTRE LATIFOGLIE SEMPREVERDI (3.1.1.1)

SUPERFICIE: 345,96 Ha

SPECIE CARATTERISTICHE: *Quercus ilex*, *Rubia peregrina*, *Asparagus acutifolius*, *Rosa sempervirens*

Querceti caducifogli con componenti mediterranee sempreverdi come leccio (*Quercus ilex*), *Rubia peregrina*, *Asparagus acutifolius*, *Rosa sempervirens*. È una variante meso-xerofila del querceto di roverella (*Quercus pubescens*) e orniello (*Fraxinus ornus*), di cui può presentare molte specie caratteristiche.

BOSCHI A PREVALENZA DI QUERCE CADUCIFOGLIE (3.1.1.2)

SUPERFICIE: 341,94 Ha

SPECIE CARATTERISTICHE: *Quercus pubescens*, *Fraxinus ornus*, *Ostrya carpinifolia*, *Acer obtusatum*, *Quercus cerris*, *Carpinus betulus*

Boschi a querce e latifoglie miste rappresentati in prevalenza da querceti di roverella (*Quercus pubescens*). Nei versanti settentrionali più freschi possono essere presenti *Quercus cerris* e *Carpinus betulus*. Strato arbustivo ricco di specie quali *Corylus avellana*, *Cornus sanguinea*, *Pyracantha coccinea*, *Lonicera xylosteum* e *Laburnum anagyroides*. Può essere presente in maniera sporadica anche il castagno (*Castanea sativa*).

BOSCHI E BOSCAGLIE A PREVALENZA DI SPECIE IGROFILE (3.1.1.6)

SUPERFICIE: 207,60

SPECIE CARATTERISTICHE: *Populus alba*, *Populus nigra*, *Ulmus minor*, *Salix alba*, *Salix purpurea* e *Salix elaeagnos*

Boschi a prevalenza di pioppi (*Populus alba* e/o *P. nigra*), con olmo (*Ulmus minor*) e salici (*Salix alba*), o arbusteti di salici (*Salix* spp.) su sponde fluviali o suoli umidi. Può essere presente sporadicamente anche l'ontano nero (*Alnus glutinosa*).

BOSCHI A PREVALENZA DI LATIFOGGLIE ESOTICHE (3.1.1.7.)

SUPERFICIE: 15,32 Ha

SPECIE CARATTERISTICHE: *Robinia pseudacacia* e *Ailanthus altissima*

Boschi ruderali a prevalenza di robinia (*Robinia pseudacacia*) ed ailanto (*Ailanthus altissima*) sovente in ambienti disturbati quali margini di strade e campi o su ex coltivi, talora da piantagioni. Possono presentare specie tipiche dei querceti di roverella (Cod. 3.1.1.2)

BOSCHI DI CONIFERE (3.1.2)

SUPERFICIE: 53,24 Ha

SPECIE CARATTERISTICHE: *Pinus nigra* e altre conifere alloctone

Piantagioni di conifere con *Pinus nigra*, *Cedrus atlantica*, *Cupressus sempervirens* ed altre.

ZONE CARATTERIZZATE DA VEGETAZIONE ARBUSTIVA E/O ERBACEA (3.2)

Vegetazione rappresentata da praterie e arbusteti perlopiù a carattere postcolturale a diverso grado di evoluzione distinta in:

CESPUGLIETI E ARBUSTETI (3.2.2)

SUPERFICIE: 631,73 Ha

SPECIE CARATTERISTICHE: *Bromus erectus*, *Brachypodium pinnatum*, *Crataegus monogyna*, *Cornus sanguinea*, *Spartium junceum*, *Rubus ulmifolius*, *Rosa canina*, *Prunus spinosa*, *Ulmus minor*.

Vegetazione erbaceo-arbustiva insediata su aree non più soggette a coltivazione da lungo tempo. Su suoli argillosi/arenaceo-argillosi smossi o abbastanza umidi possono essere presenti aggruppamenti costituiti prevalentemente da *Arundo pliniana*.

AREE A VEGETAZIONE ARBUSTIVA E ARBOREA IN EVOLUZIONE (3.2.3)

SUPERFICIE: 483,52 Ha

SPECIE CARATTERISTICHE: *Crataegus monogyna*, *Cornus sanguinea*, *Spartium junceum*, *Rubus ulmifolius*, *Rosa canina*, *Prunus spinosa*, *Quercus pubescens*, *Fraxinus ornus*, *Ulmus minor*.

Vegetazione a carattere preforestale prevalentemente arbustiva insediata su aree non più soggette a coltivazione da lungo tempo, con diffusi elementi arborei a limitata copertura (<10%). Composizione specifica simile a 3.3.1 con l'aggiunta di specie arboree tipiche del querceto a roverella (cod. 3.1.1.2.)

AREE CALANCHIVE (3.3.3.1)

SUPERFICIE: 199,25 Ha

SPECIE CARATTERISTICHE: *Agropyrum pungens*, *Agropyrum repens*, *Artemisia cretacea*, *Hordeum maritimum*, *Podospermum canum*

Aggruppamenti erbacei radi delle pareti calanchive (argille plioceniche e scagliose) con specie adattate a suoli debolmente salati

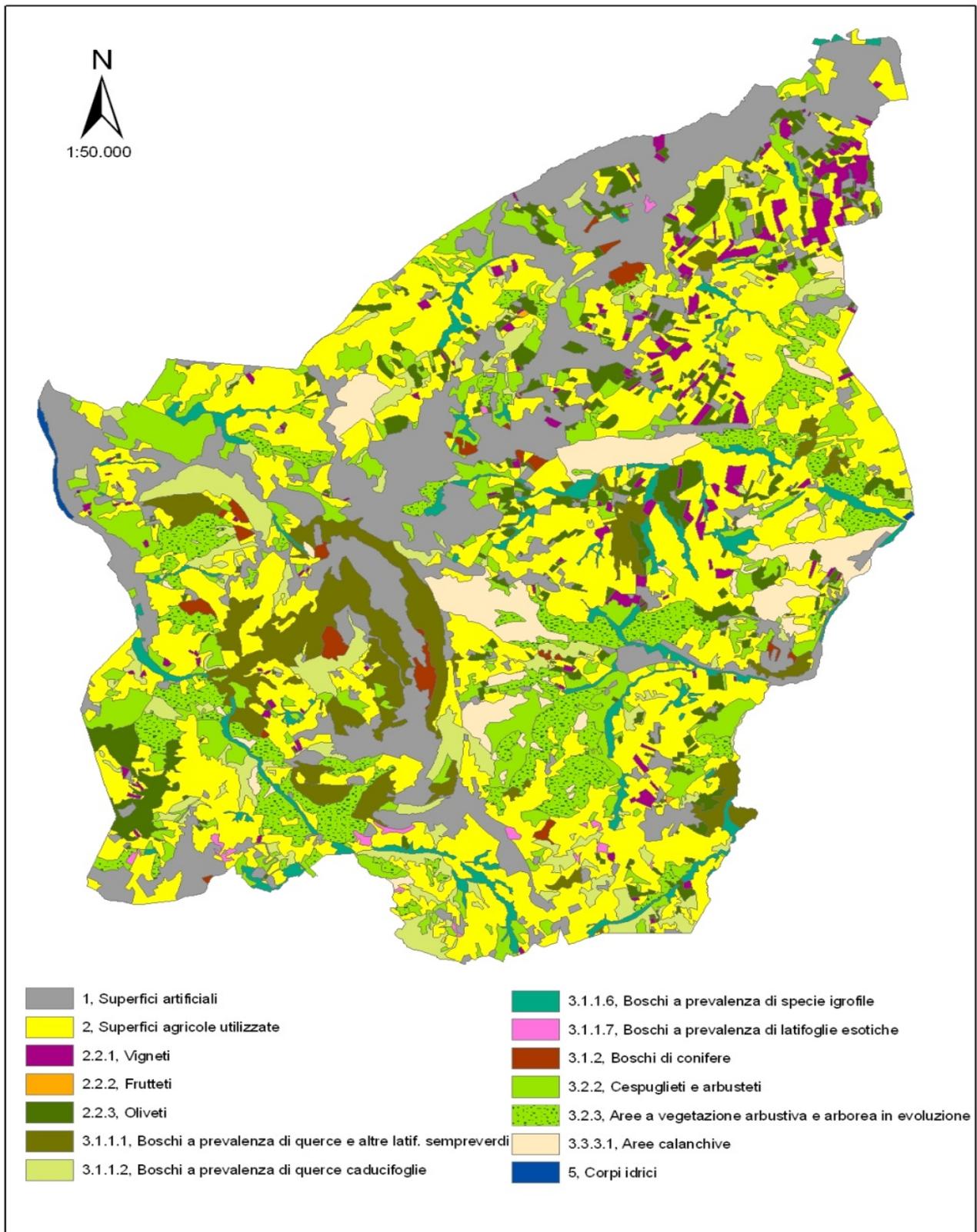


Fig. 3.3. - Carta fisionomico-strutturale della Vegetazione della Repubblica di San Marino

4. CARATTERIZZAZIONE DELLE AREE FORESTALI

La base per la realizzazione di questa carta è rappresentata dalla carta della vegetazione (Fig. 3.3.).

Sono state indagate tutte le aree con codice 3.1 (aree forestali) e le aree con codice 3.2.3 (Aree a vegetazione arbustiva ed arborea in evoluzione) che presentavano una copertura arborea superiore al 20%.

La metodologia di rappresentazione e codifica delle aree è la stessa utilizzata dalla regione Emilia Romagna per la carta forestale.

Sono inoltre stati consultati diversi lavori e testi dedicati alle formazioni forestali ed alla vegetazione della repubblica di San Marino, forniti dall'Ufficio gestione Risorse Ambientali ed Agricole e dal centro Naturalistico Sammarinese. Per la nomenclatura delle specie si fa riferimento alla Flora d'Italia di S. Pignatti.

4.1. Identificazione delle aree forestali

I rilievi in campagna sono stati eseguiti da un rilevatore, dottore forestale.

Viste la ridotta superficie del territorio sammarinese, si sono cartografate aree forestali con estensione minima di 1000 mq, quindi molto più ridotte rispetto alla carta forestale della regione Emilia Romagna che prevede una superficie minima di 0,50 ha.

Scopo dell'indagine era quello di caratterizzare le superfici forestali, in particolare per quanto riguarda copertura, struttura verticale, età e specie principali. A questo scopo sono stati indagati i seguenti parametri:

1. consistenza della componente arborea (% di copertura sulla superficie di terreno).
2. altezza media. Attraverso questo parametro si ottengono informazioni soprattutto sulla struttura verticale dell'area forestale
3. grado di copertura della specie principale. Caratterizzazione sulla composizione del bosco
4. specie secondaria. Caratterizzazione sulla composizione del bosco
5. forma di governo e di trattamento. Attraverso questo parametro si hanno informazioni sull'età della formazione boschiva, sulla sua struttura verticale ed orizzontale. Le forme di governo individuate sono
 1. Ceduo semplice
 2. Ceduo semplice invecchiato
 3. Fustaia Transitoria
 4. Fustaia coetanei forme
 5. Fustaia disetaneiforme
 6. Non governato (definizione utilizzate per le aree in cui non si riconosce più una tipologia di governo e trattamento, e per le aree colonizzate da vegetazione spontanea, e spesso riconducibile ad una situazione in cui si ha una stratificazione molto accentuata).

Le tipologie forestali individuate.

codice	descrizione	Sigle corrispondenti
Tip. 1	Boschi di latifoglie igrofilie	35../NG, SE, SI, FF, FD, FT con Pni, Pal, Sa come prima specie oppure come combinazione Um Pni, Um Sa, Um Pal, Rp Pni
Tip. 2	Boschi non governati a prevalenza di robinia	35../NG Rp e altre specie
Tip. 3	Boschi non governati a prevalenza di olmo campestre	35../NG Um e altre specie
Tip. 4	Boschi non governati a prevalenza di roverella	35../NG Qpu e altre specie
Tip. 5	Boschi non governati a prevalenza di leccio	35../NG Qi e altre specie
Tip. 6	Boschi cedui a prevalenza di robinia	35.../SE, SI Rp
Tip. 7	Fustaie a prevalenza di robinia	35../FF, FT Rp
Tip. 8	Boschi cedui a prevalenza di roverella	35../SE, SI Qpu con altre specie
Tip. 9	Fustaie a prevalenza di roverella	35../FF, FD, FT Qpu con altre specie
Tip. 10	Boschi cedui a prevalenza di ornio	35../SE, SI Fo con altre specie
Tip. 11	Boschi cedui a prevalenza di carpino nero	35../SE, SI Oc con altre specie
Tip. 12	Boschi cedui a prevalenza di castagno	35../SE, SI Cs con altre specie
Tip. 13	Rimboschimenti di latifoglie	357../FF Aco, Pav, Fo, Fa, Jr, Qc
Tip. 14	Fustaie di conifere	36../FF Pp, Ppi, C, Cse, Car, Aa
Tip. 15	Fustaie miste di conifere e latifoglie	37../FF, Pn, Ph, Cse, C, Fo, Um, Pni, Rp,

4.2. Descrizione delle tipologie forestali

Tip. 1 Boschi di latifoglie igrofile, Superficie totale ha 235,7552

Presentano caratteristiche strutturali di soprassuolo forestale, ed una composizione specifica dominante da specie igrofile tipiche di ambienti ripari. Le specie arboree ricorrenti sono i pioppi (pioppo nero e pioppo bianco), i salici (salice bianco), l'olmo campestre e la robinia. Vengono accorpate in questa categoria tutte le formazioni con caratteristiche di soprassuoli boschivi indipendentemente dalla forma di governo in quanto si differenziano dalle altre per finalità, ubicazione e produzione. Il sottobosco è caratterizzato dalla presenza di arbusti quali sambuco e sanguinello. Sono diffusi lungo le aste dei corsi d'acqua del territorio della Repubblica, dai principali agli affluenti secondari. Inoltre si ritrovano spesso lungo gli impluvi delle aree

calanchive. La struttura verticale è pluristratificata, la densità è mediamente elevata, con presenza frequente di piante di grosse dimensioni.

Tip. 2: Boschi non governati a prevalenza di robinia, Superficie totale ha 13,3160

Si tratta di soprassuoli boschivi non sottoposti a forme di governo e caratterizzati dalla presenza di robinia, predominante, accompagnata ad altre specie: roverella, olmo campestre. La struttura verticale è pluristratificata, la densità è mediamente elevata, con presenza di sottobosco

Tip. 3: Boschi non governati a prevalenza di olmo campestre, Superficie totale ha 24,3378

Si tratta di soprassuoli presenti in maggior misura nelle aree agricole abbandonate. Rappresentano spesso stadi evolutivi avanzati degli arbusteti. L'altezza media è prevalentemente bassa. La densità è elevata, la struttura verticale è per lo più monostratificata.

Tip. 4: Boschi non governati a prevalenza di roverella, Superficie totale ha 86,2158

In questa tipologia sono state inserite le aree forestali, a prevalenza di roverella in cui non era riconoscibile una forma di governo. Si tratta di boschi compositi, in cui la roverella è accompagnata ad altre specie, robinia, olmo campestre, orniello, ed altre. Sono spesso presenti esemplari, di roverella, di notevoli dimensioni. La struttura verticale è sempre pluristratificata, la densità è variabile, sempre superiore al 40%. Il sottobosco è sempre presente, con specie arbustive quali: sanguinello, biancospino, evonimo, nocciolo, edera.

Tip. 5: Boschi non governati a prevalenza di leccio, Superficie totale ha 15,7333

Tipologia forestale presente in aree in cui il suolo è molto superficiale ed in cui si hanno affioramenti rocciosi calcarei (rupe di San Marino in particolare). Si tratta di formazioni di origine naturale, o, a volte, artificiale, che non sono soggette a alcun tipo di governo e trattamento. Lo sviluppo è molto lento, causa le condizioni stazionali non favorevoli. La specie prevalente è il leccio, accompagnato a volte da fillirea o altre latifoglie caducifoglie. La densità non è elevata, la struttura verticale è mono o bistratificata.

Tip. 6: Boschi cedui a prevalenza di robinia, Superficie totale ha 25,617

Tipologia forestale distribuita in maniera residuale sul territorio. Rientrano in questa tipologia sia i cedui semplici che i cedui semplici invecchiati. La densità è elevata, l'altezza di norma bassa, la struttura verticale è mono o bistratificata. Alla robinia si accompagnano l'olmo campestre e la roverella.

Tip. 7: Fustaie prevalenza di robinia, Superficie totale ha 25,617

Tipologia forestale distribuita in maniera residuale sul territorio. Rientrano in questa tipologia sia le fustaie coetaneiformi che le fustaie transitorie. La densità è di norma elevata, la struttura verticale è mono o bistratificata. Alla robinia si accompagnano la roverella, principalmente, e occasionalmente l'orniello.

Tip. 8: Boschi cedui a prevalenza di roverella, Superficie totale ha 233,8220

Tipologia forestale ben distribuita sul territorio, in particolare nella porzione sud occidentale, quella più ricca di vegetazione forestale. Rientrano in questa tipologia sia i cedui semplici che i cedui semplici invecchiati. La densità è di norma elevata, la struttura verticale è spesso bistratificata o pluristratificata. Nei cedui invecchiati sono spesso presenti esemplari di grandi dimensioni. Nel sottobosco sono presenti specie arbustive quali sanguinello, biancospino, evonimo, nocciolo, rosa canina, rosa di San Giovanni, pungitopo e asparago selvatico (nelle stazioni più calde). Alla roverella si accompagnano come specie secondarie la robinia, l'orniello, il carpino nero. Altre specie presenti sono l'acero campestre, il sorbo domestico, l'acero opalo, il ciavardello, l'olmo campestre.

Tip. 9: Fustaie a prevalenza di roverella, Superficie totale ha 260,6110

Tipologia forestale ben distribuita sul territorio, con una maggiore concentrazione nella porzione sud occidentale, quella più ricca di vegetazione forestale. Rientrano in questa tipologia sia le fustaie coetaneiformi, sia quelle disetaneiformi e quelle transitorie che costituiscono la porzione più estesa di questa tipologia. La densità è di norma elevata, la struttura verticale è spesso bistratificata o pluristratificata. In tutte le aree forestali sono spesso presenti esemplari di grandi dimensioni. Nel sottobosco sono presenti specie arbustive quali sanguinello, biancospino, evonimo, nocciolo, rosa canina, rosa di San Giovanni, pungitopo e asparago selvatico (nelle stazioni più calde). Alla roverella si accompagnano come specie secondarie la robinia, l'orniello, il carpino nero. In un caso si ha la presenza di pino d'aleppo. Altre specie presenti sono l'acero campestre, il sorbo domestico, l'acero opalo, il ciavardello, l'olmo campestre.

Tip. 10: Boschi cedui a prevalenza di orniello, Superficie totale ha 14,3040

Tipologia forestale a distribuzione localizzata nell'area di San Giovanni. Si tratta di ceduo semplice. La densità è elevata, la struttura verticale è bistratificata. Nel sottobosco sono presenti specie arbustive quali sanguinello, biancospino, evonimo, nocciolo, rosa canina, rosa di San Giovanni, pungitopo e asparago selvatico (nelle stazioni più calde). All'orniello si accompagna come specie secondaria il carpino nero.

Tip. 11: Boschi cedui a prevalenza di carpino nero, Superficie totale ha 11,5857

Tipologia forestale a distribuzione localizzata sul versante orientale del Monte Titano. Si tratta di un ceduo semplice invecchiato. La densità è elevata, la struttura verticale è pluristratificata. Al carpino nero si accompagna come specie secondaria il pino nero, sono inoltre presenti altre specie arboree quali acero opalo, roverella, leccio, olmo campestre, altre conifere.

Tip. 12: Boschi cedui a prevalenza di castagno, Superficie totale ha 41,6899

Tipologia forestale a distribuzione in località Monte Cerreto e Murata. Si tratta in entrambi i casi di di un cedui semplici invecchiati. Nel caso di Monte Cerreto si ha una mescolanza con impianti artificiali di conifere di diverse specie: pino marittimo e pino domestico principalmente. La densità è elevata, la struttura verticale è pluristratificata. Al castagno si accompagnano come specie secondarie il pino domestico e la roverella, sono inoltre presenti altre specie arboree quali acero opalo, roverella, carpino nero, robinia.

Tip. 13: Giovani rimboschimenti di latifoglie, Superficie totale ha 5,6604

Si tratta di rimboschimenti costituiti principalmente da Ciliegio selvatico e da Orniello. La copertura è ancora scarsa, la struttura verticale è mono stratificata, è ancora presente una forte copertura erbacea.

Tip. 14: Fustaie di conifere, Superficie totale ha 38,7983

Tipologia forestale di origine artificiale, presente a macchia di leopardo sul territorio della Repubblica. Le specie maggiormente rappresentate sono pino marittimo, pino nero, pino domestico, cipresso e cedri. La densità è sempre elevata, la struttura verticale è per lo più monostratificata. Il sottobosco è sempre povero o assente.

Tip. 15: Fustaie miste di conifere e latifoglie, Superficie totale ha 16,3054

Tipologia forestale originatasi a partire da fustaie di conifere, di origine artificiale, al cui interno si sono insediate specie di latifoglie autoctone che hanno sfruttato le chiarie createsi a causa di schianti delle conifere. Queste formazioni hanno attualmente un piano dominante costituito da conifere (pino marittimo, pino d'aleppo, pino domestico, pino nero) ed un piano dominato (in evoluzione verso la codominanza) costituito da latifoglie autoctone (principalmente orniello e roverella). La densità di queste formazioni è elevata.

4.3. Legenda della Carta Forestale

Tabella per la costruzione del codice identificativo di ogni area

3. Area Forestale	5. Soprassuoli boschivi di latifoglie	7. Boschi bassi 8. Boschi composti 9. Boschi alti	1. copertura < 20%
	6. Soprassuoli boschivi di conifere		2. copertura 20 – 40%
	7. Soprassuoli boschivi misti		3. copertura 40 – 70%
GOVERNO		CARATTERIZZAZIONE DEL SOPRASSUOLO	
SE	CEDUO SEMPLICE	SIGLA INDICANTE LA PRIMA SPECIE PREVALENTE (Es. Qpu: Quercus pubescens)	SIGLA INDICANTE LA SECONDA SPECIE PREVALENTE (Es. Fo: Fraxinus ornus)
SI	CEDUO SEMPLICE INVECCHIATO		
FF	FUSTAIA COETANEIFORME		
FT	FUSTAIA TRANSITORIA E CEDUO IN CONVERSIONE		
FD	FUSTAIA DISETANEIFORME		
NG	NON GOVERNATO		

Esempio

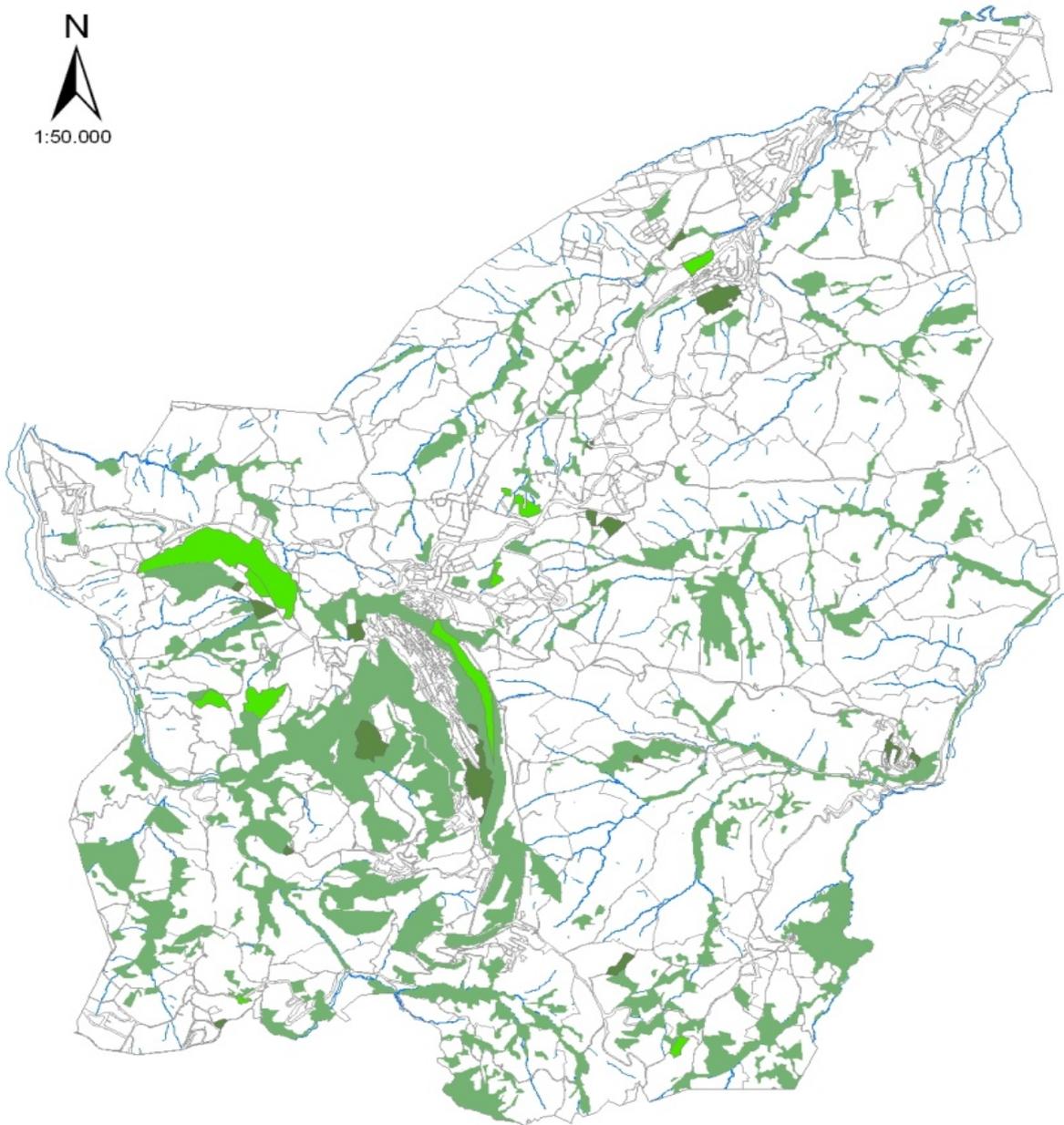
3574

SEQpuFo

SPECIE ARBOREE PRINCIPALI RIPORTATE IN CARTA E LORO SIGLE

Nome scientifico	Sigla	Nome scientifico	Sigla
Abies alba	Aa	Pinus halepensis	Ph
Acer campestre	Ac	Pinus nigra	Pn
Acer opalus	Ao	Pinus pinaster	Pp
Ailanthus altissima	Aal	Pinus pinea	Ppi
Alnus cordata	Aco	Populus alba	Pal
Castanea sativa	Cs	Populus nigra	Pni
Cedrus spp.	C	Prunus avium	Pav
Cupressus arizonica	Car	Quercus cerris	Qc
Cupressus sempervirens	Cse	Quercus ilex	Qi
Fraxinus angustifolia	Fa	Quercus pubescens	Qpu
Fraxinus ornus	Fo	Robinia pseudoacacia	Rp
Juglans regia	Jr	Salix alba	Sa
Ostrya carpinifolia	Oc	Spartium junceum	Sj
Phyllirea spp.	Pv	Ulmus minor	Um

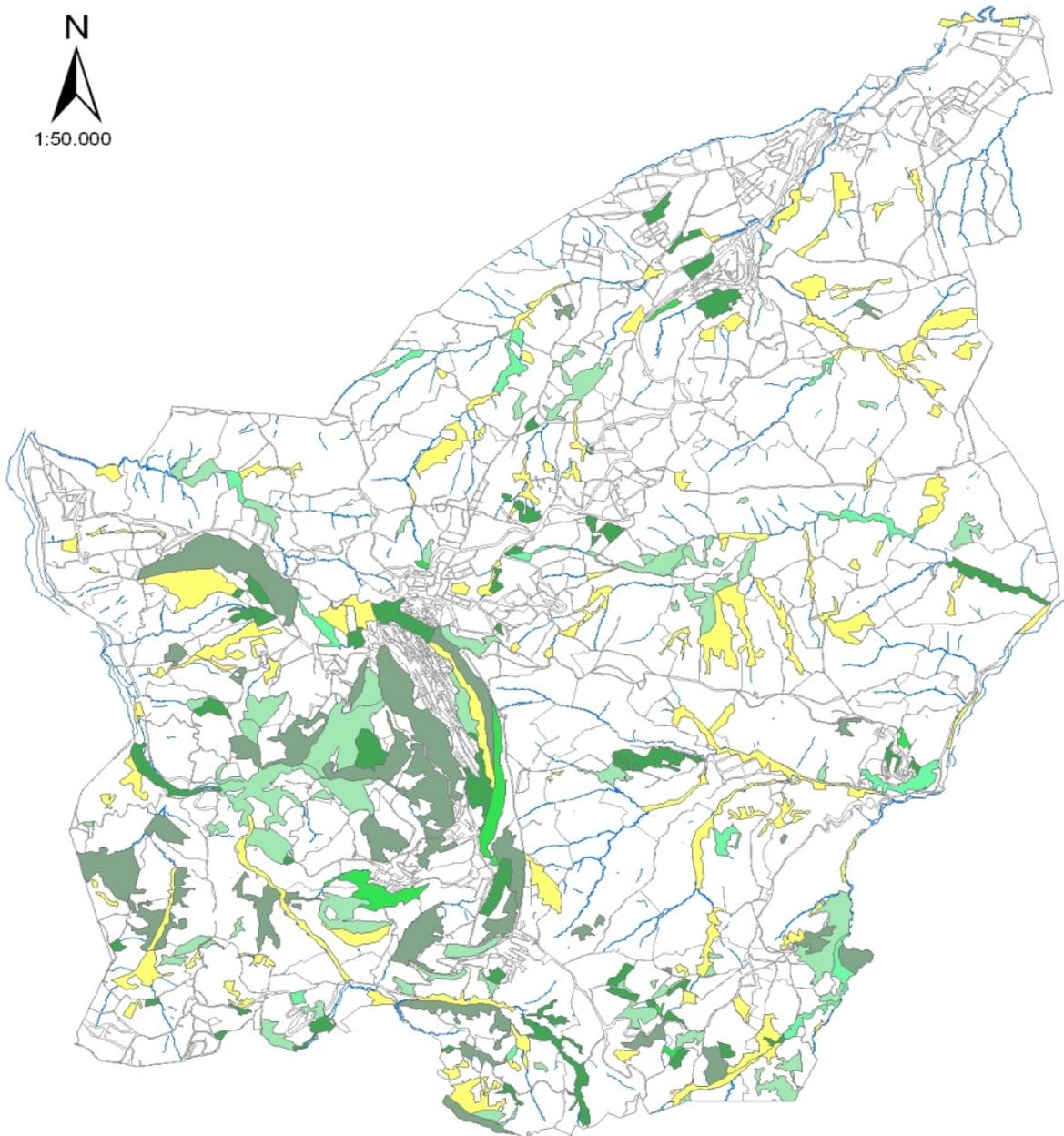
N
1:50.000



aree forestali

-  5soprassuoli boschivi di latifoglie
-  6soprassuoli boschivi di conifere
-  7soprassuoli boschivi misti

N
1:50.000



tipi forestali

-  Ceduo semplice
-  Ceduo semplice invecchiato
-  Fustaia coetaneiforme
-  Fustaia disetaneiforme
-  Fustaia transitoria
-  Non governato

5. QUALITA' DELL'ECOMOSAICO

Valutare la conformazione degli elementi che compongono il proprio territorio è importante perché rende evidente i fattori di pressione dal punto di vista della loro interazione con la corologia degli elementi dell'ecomosaico, e perciò vengono evidenziate le cause generatrici primarie delle pressioni ambientali in grado di influire sulla qualità dell'ambiente. Di seguito verranno elaborati alcuni indici strutturali e di qualità che offriranno un primo giudizio sulla qualità ambientale dell'ecomosaico e cioè su una parte delle funzioni ecosistemiche.

5.1. Indici di forma e diversità delle patches

Oltre la metà della superficie territoriale è occupata da tipologie di uso del suolo artificiali ed agricole, mentre le aree che conservano caratteristiche di naturalità e scarso disturbo da parte delle attività antropiche si riducono a percentuali modeste (es. boschi igrofili: 3,4%, aree calanchive: 4,1%, boschi a prevalenza di querce e altre latifoglie sempreverdi: 5,7%, ecc.).

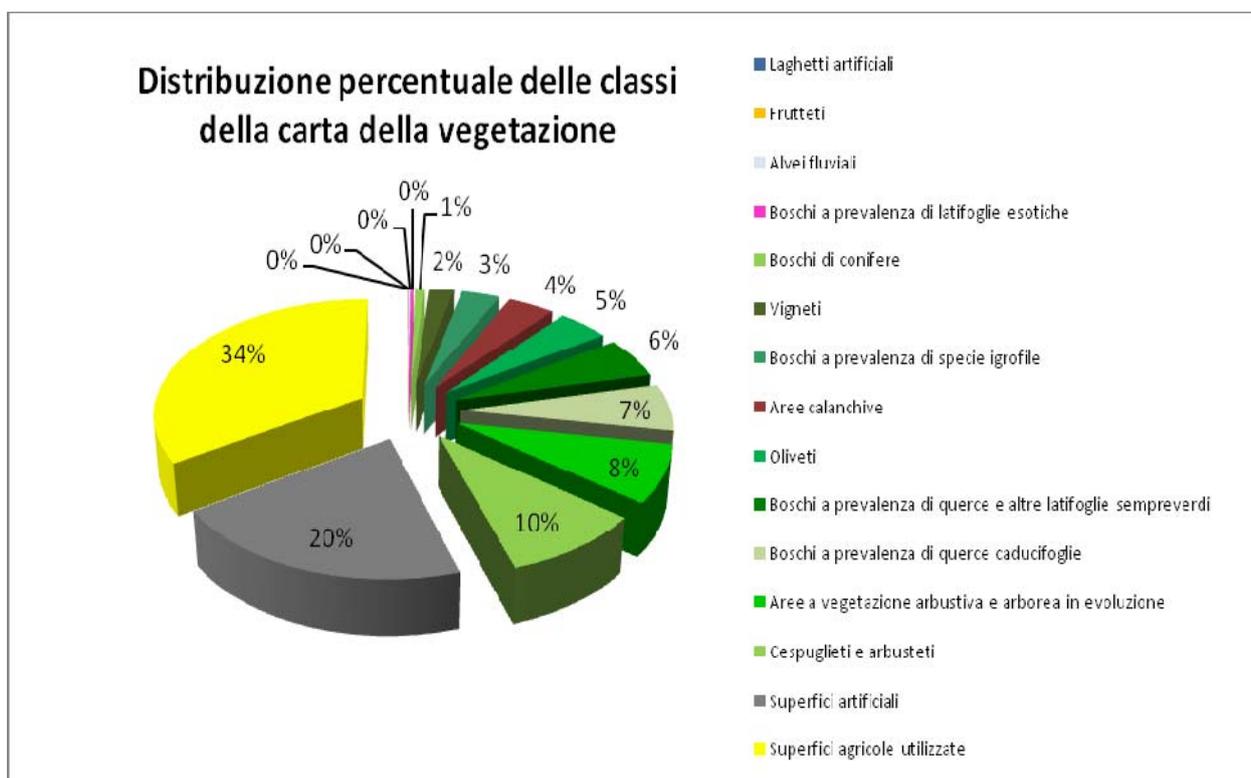


Fig. 5.1. - Distribuzione % delle classi della carta della vegetazione

L'indice di diversità di Shannon (Shannon e Weaver, 1963), i cui valori vanno da 0 (mosaico ambientale dominato da un solo tipo di patch) a $\ln(n)$ ovvero quando tutte le tipologie di patch si presentano con la stessa importanza e dove n indica il numero di classi della carta della vegetazione (in questo caso il valore massimo è pari a 2,7), mostra un valore pari a 2 indicando di fatto un mosaico eterogeneo in cui le tipologie sono rappresentate in maniera relativamente uniforme come è rappresentato anche dal Shannon's Evenness Index (0,7) ma in parte dominato da alcune categorie di patches che riportano percentuali maggiori.

La tabella 5.1. riporta le dimensioni medie delle patches (Mean Patches Size) per ciascuna classe espressa in ettari e si nota come le tipologie che hanno aree medie maggiori sono quelle riconducibili alle superfici agricole e artificiali e ai boschi a prevalenza di querce e altre latifoglie sempreverdi concentrati soprattutto a sud ovest nella zona tra Acquaviva e Murata.

In tabella 1 sono indicati anche i valori di Mean Shape Index (MSI) ovvero dell'indice di forma media delle patches di ciascuna categoria di uso del suolo.

Per ogni poligono viene calcolato il rapporto tra perimetro ed area; la sommatoria di questi valori, per poligoni della stessa categoria, viene divisa per il numero totale dei poligoni in modo da ottenere un valore che descrive la tendenza centrale della forma in ciascuna tipologia di uso del suolo.

L'indice viene utilizzato per stimare quanto le patches si avvicinano alla forma di un cerchio: ha un valore minimo uguale a 1 per una tipologia di forma circolare ed è crescente al crescere della irregolarità e dell'allungamento della tessera del mosaico territoriale.

Classi	MPS (ha)	MSI (ha)
Superfici agricole utilizzate	10,0	3,8
Boschi a prevalenza di querce caducifoglie	3,7	3,6
Vigneti	0,9	2,8
Boschi a prevalenza di specie igrofile	3,3	5,0
Cespuglieti e arbusteti	2,9	3,2
Superfici artificiali	8,4	3,3
Alvei fluviali	6,5	6,8
Aree a vegetazione arbustiva e arborea in evoluzione	8,4	3,7
Boschi di conifere	2,2	2,9
Aree calanchive	7,7	3,1
Oliveti	1,0	2,9
Boschi a prevalenza di latifoglie esotiche	1,0	3,4
Boschi a prevalenza di querce e altre latifoglie sempreverdi	13,3	4,0
Laghetti artificiali	0,3	2,4
Frutteti	0,6	2,5

Tab. 5.1. - Dimensioni medie delle patches (MPS) e indice di forma media (MSI)

Come si vede dalla tabella 5.1. i valori di MSI indicano una certa regolarità delle forme per le tipologie "frutteti", "vigneti", "oliveti", "boschi di conifere" e "laghetti artificiali" in quanto sono

tipologie che presentano bassi valori di area media e risentono quindi fortemente della frammentazione territoriale causata dalle infrastrutture antropiche.

Tipologie quali “boschi a prevalenza di querce e altre latifoglie sempreverdi” e “boschi a prevalenza di specie igrofile” sono tipologie che si sviluppano prevalentemente in senso longitudinale a causa della morfologia del territorio di San Marino e delle strade che forzatamente seguono o le curve di livello oppure i “fondovalle” limitando in particolare le continuità di versante delle seconde.

5.2. Indice di naturalità della Vegetazione

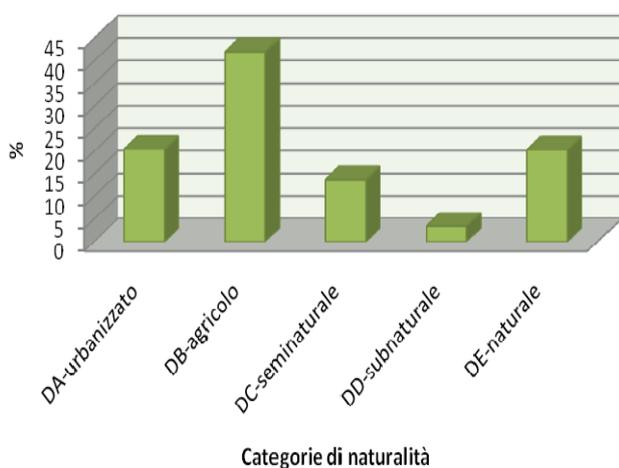
Per valutare il grado di disturbo da parte dell'uomo alle condizioni della vegetazione è stato calcolato l'indice di Naturalità della Vegetazione (Ferrari et. al., 2008) che associa la vegetazione e le categorie di uso del suolo ad una scala di valori ordinati in base al grado di modificazione antropica subita nel tempo.

Le classi della carta della vegetazione sono ordinate secondo 5 livelli di naturalità:

- DA-urbanizzato;
- DB-agricolo;
- DC-seminaturale;
- DD-subnaturale;
- DE-naturale

In particolare l'indice IVN può essere interpretato considerando tre principali categorie: “Elevato”-Vegetazione ad elevata naturalità ($IVN \geq 0,70$); “Medio”-Vegetazione subnaturale e seminaturale ($0,40 \leq IVN < 0,70$); “Basso”-Vegetazione dominata da tipi antropogeni ($IVN < 0,40$).

Per il paesaggio di San Marino è stato riscontrato un valore di 0,40 che indica quindi una coesistenza di vegetazione spontanea la cui struttura però risulta alterata e vegetazione dominata da tipi antropogeni (colture, frutteti, ecc.).



classi di vegetazione	classi IVN
Alvei fluviali	DE
Aree a vegetazione arbustiva e arborea in evoluzione	DE
Aree calanchive	DC
Boschi a prevalenza di latifoglie esotiche	DB
Boschi a prevalenza di querce caducifoglie	DE
Boschi a prevalenza di querce e altre latifoglie sempreverdi	DE
Boschi a prevalenza di specie igrofile	DD
Boschi di conifere	DB
Cespuglieti e arbusteti	DC
Frutteti	DB
Laghetti artificiali	DA
Oliveti	DB
Superfici agricole utilizzate	DB
Superfici artificiali	DA
Vigneti	DB

Fig. 5.2. - Distribuzione delle classi di vegetazione secondo i livelli di naturalità per il calcolo dell'Indice di Naturalità della Vegetazione (Ferrari et al., 2008)

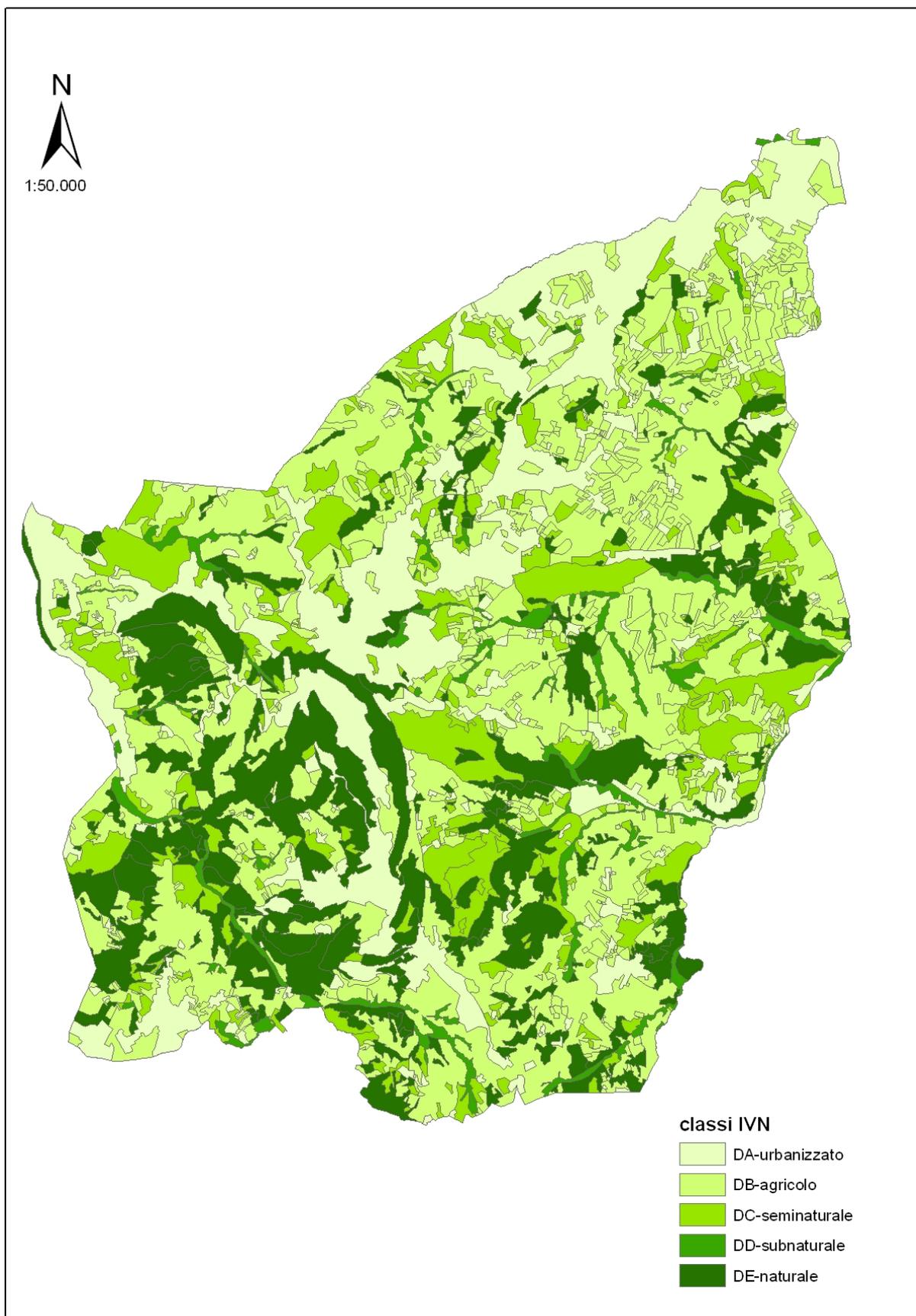


Fig.5.3. - Classi dell'Indice di Naturalità della Vegetazione

5.3. Indice di urbanizzazione diffusa

Il calcolo dell'indice di urbanizzazione diffusa (sprawl) è utile per mettere in evidenza il fenomeno di diffusione dell'edificazione e il conseguente consumo di suolo. Lo sprawl infatti indica la "modalità di urbanizzazione caratterizzata da basse densità abitative e abbondante occupazione di suolo" (Gibelli, 2007) che comporta una disorganizzazione gestionale del territorio con aumento dei tempi e dei costi per i servizi, trasporti pubblici e privati.

La tecnica utilizzata è quella di creare un buffer di 50 m attorno a tutti gli edifici e un buffer di 30 m (sia a destra che a sinistra) intorno alle strade (Gibelli e Santolini, 2005).

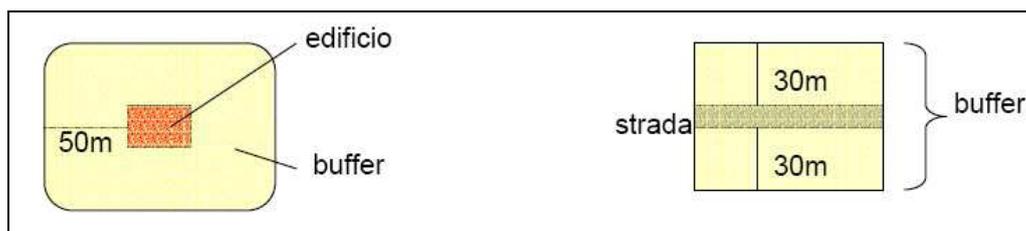


Fig. 5.4. - misure del buffer realizzato intorno agli edifici e alle infrastrutture

Partendo dalla considerazione che ciascuna struttura antropica ha un'interferenza sul territorio circostante, attraverso l'analisi del buffer costruito attorno a tali elementi del mosaico ambientale, si può avere una stima dell'evoluzione del carico antropico e della destrutturazione del paesaggio.

Il rapporto tra la superficie occupata dagli ambiti urbanizzati, l'area di interferenza e la superficie dell'area di riferimento determina il peso dell'addensamento dell'urbanizzazione del territorio. Considerando quindi anche quelle parti di territorio che in maniera indiretta sono influenzate dalle trasformazioni del territorio il reale consumo di suolo risulta essere maggiore delle aree effettivamente trasformate e quindi maggiore è la differenza tra la superficie inclusa nel buffer e la superficie effettivamente edificata, maggiore è il consumo di suolo effettivo causato dallo sprawl.

In questo caso come si può notare dalla tabella 5.2. le superfici di strade ed edifici occupano quasi il 9% della superficie totale ma se si applica un buffer di 30 metri attorno alle strade e 50 metri attorno agli edifici si nota come la superficie di interferenza (buffer) è molto maggiore della superficie effettivamente edificata indicando una situazione in cui si ha un'edificazione non più sviluppata solo lungo le principali vie di comunicazione ma diffusa su tutto il territorio e con un consumo di suolo che determina un forte impatto sulle risorse naturali. Ciò determina una forte frammentazione del territorio e uno sviluppo tale da rendere impossibile l'organizzazione di spazi multifunzionali, oltre a limitare gli spazi collettivi a favore di unità abitative ed esigenze di trasporto autonome.

superficie effettiva e % di interferenza	RSM		Comune di RN	
	ha	%	ha	%
Strade + edifici	545,8	9	4.207	30
Strade + edifici con buffer	2.998,3	49	8.051	57
solo buffer	2.452,5	40	3.844	27
superficie totale	6.120,0	100	13.418	100

Tab. 5.2. – Confronto dei valori di superficie effettiva e di % di interferenza per la Repubblica di San Marino e per il Comune di Rimini

Il fenomeno del consumo di suolo e dell'urbanizzazione diffusa (sprawl) del territorio di San Marino è reso ancora più evidente se si confrontano questi valori con quelli ricavati ad esempio per il Comune di Rimini per l'anno 2003 (Morri, 2008) mostrati nella tabella 5.2. che indicano un tipo di urbanizzazione meno diffusa e con una progressiva connessione degli elementi urbanizzati fino ad una saturazione massima del territorio.



Fig. 5.5. - Superficie effettiva e di interferenza (buffer) delle zone edificate e delle reti stradali

6. GLI INDICATORI: IL POPOLAMENTO ORNITICO NIDIFICANTE

La conoscenza di tutte le componenti ambientali che caratterizzano un territorio è un prerequisito fondamentale per indirizzare correttamente le scelte e le azioni che si intendono intraprendere per la sua gestione e conservazione. In questo contesto, lo studio della comunità ornitica assume particolare rilievo poiché, oltre ad essere una componente non secondaria di tutti gli ambienti terrestri, gli uccelli sono considerati ottimi indicatori ambientali, capaci di rispondere in maniera sensibile alle modificazioni ambientali che intervengono su un territorio (Hilty e Merenlender 2000, Uliczka e Angelstam 2000, Wilson e Fuller 2001, Gregory *et al.* 2005).

Il duplice obiettivo di questo studio è quindi quello di aggiornare e completare le conoscenze sul popolamento ornitico nidificante nella repubblica di San Marino e, al contempo, di individuare forme e modalità idonee all'attivazione di un programma di monitoraggio ornitologico, finalizzato alla verifica della compatibilità ambientale delle scelte di gestione e pianificazione territoriale decise dalla pubblica amministrazione.

Desideriamo esprimere un sentito ringraziamento al Dott. Andrea Suzzi Valli e a Sandro Casali del Centro Naturalistico Sanmarinese per l'aiuto offerto nei rilievi integrativi e nell'organizzazione logistica di tutto lo studio

6.1. Materiali e metodi

Di seguito vengono illustrate le metodologie applicate nel presente lavoro come base funzionale al monitoraggio con indicatori ecologici.

6.1.1. Raccolta dei dati ornitici

Tenendo conto degli obiettivi di questo studio (cfr. Premessa), l'indagine è consistita in una serie di rilievi standardizzati, indispensabile presupposto per qualsiasi monitoraggio, affiancati da rilievi che abbiamo definito "integrativi", utili a completare la conoscenza degli uccelli presenti.

I dati standardizzati sono stati raccolti con la metodologia dei "punti d'ascolto" (Bibby *et al.* 2000), in genere raccomandata come riferimento per progetti di monitoraggio (Gibbons 2000) ed in uso anche in Italia (Fornasari *et al.* 2002).

Questa metodologia, come da noi adottata, è consistita nel visitare, nelle prime ore dopo l'alba, 216 stazioni distribuite nell'area di studio annotando, su di un'apposita scheda (Appendice 3), tutti i contatti con le specie di uccelli, viste o udite, per un tempo standard di 10 minuti (Figura 6.1.).

Nello scegliere la localizzazione delle stazioni si è tenuto conto delle diverse tipologie di uso del suolo presenti sul territorio, in modo che il campionamento fosse rappresentativo della diversità ambientale esistente; dove possibile abbiamo privilegiato l'uso di strade e sentieri esistenti.

Poiché un solo metodo standardizzato, per efficace che sia, rischia comunque di escludere completamente alcune specie (Marchant *et al.* 1990), l'indagine ha compreso anche una serie di rilievi inquadabili nel cosiddetto "metodo naturalistico" (Ragni *et al.* 1988). Gli ambienti potenzialmente idonei per specie legate a situazioni particolari, di limitata estensione (come ad esempio i corsi d'acqua), oppure adatti a specie elusive, sia in relazione al metodo standard adottato sia in senso assoluto (ad esempio alcuni rapaci), sono stati pertanto oggetto di visite "mirate" che abbiamo definito rilievi integrativi (Figura 6.2.).

Queste visite avevano in particolare l'obiettivo di migliorare la conoscenza dell'avifauna di tipologie ambientali scarsamente presenti nell'area di studio ed in particolare dei calanchi; completare la caratterizzazione ornitologica degli ambienti urbani, in particolare della Rocca di San Marino; migliorare la conoscenza circa la presenza dei rapaci diurni; determinare una rete di rilevamento ed una base conoscitiva utile al monitoraggio della qualità ambientale.

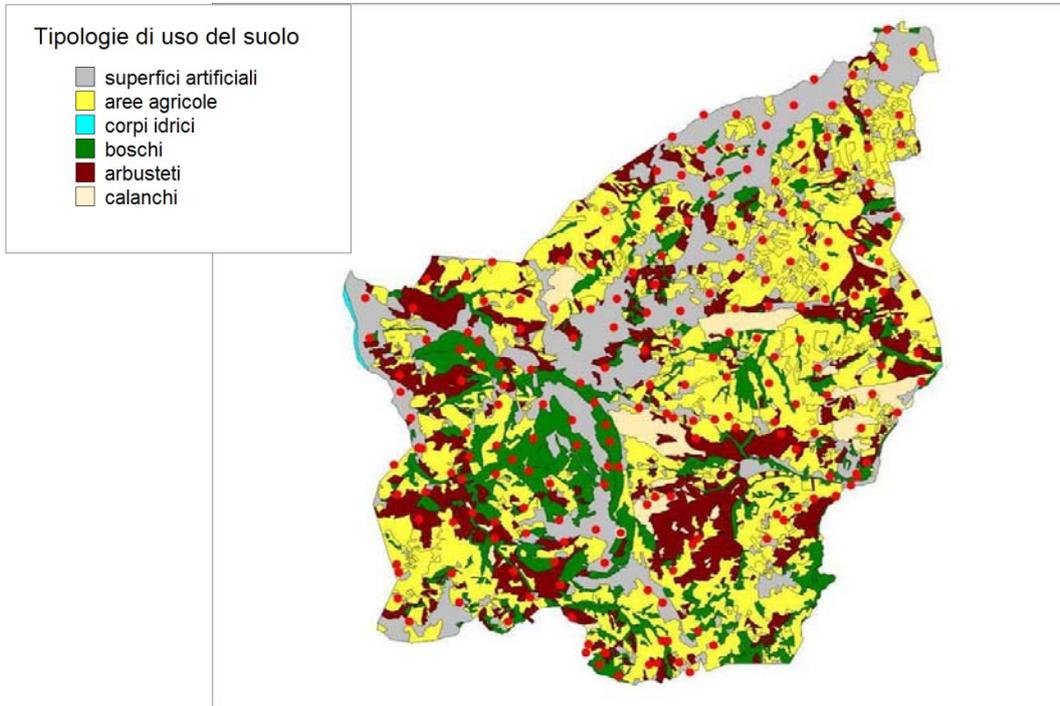


Figura 6.1. Localizzazione dei punti di rilievo; sono evidenziate le principali tipologie di uso del suolo (da Corazza et al. 2008, modificato).

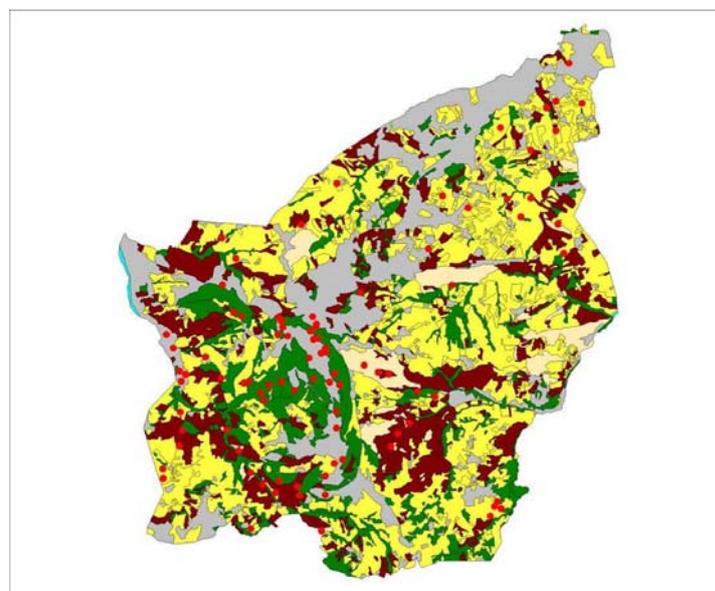


Figura 6.2. Localizzazione dei rilievi integrativi; sono evidenziate le principali tipologie di uso del suolo (da Corazza et al. 2008, modificato).

6.2. Analisi dei dati

Considerando i soli dati raccolti con il metodo standardizzato dei punti di ascolto, abbiamo raggruppato, in base all'abbondanza delle specie espressa in forma $\log(x+1)$, le stazioni di ascolto in gruppi omogenei mediante *cluster analysis*; il numero ottimale di cluster è stato scelto mediante l'Analisi delle Specie Indicatrici (Dufrêne e Legendre 1997). Questa metodologia permette infatti di evidenziare quali sono le specie che maggiormente caratterizzano un generico insieme di dati, nel nostro caso i gruppi di punti, evidenziando, in base al prodotto tra l'abbondanza e la frequenza relativa di ciascuna specie in ciascun gruppo, quelle che più di altre sono rappresentative di un insieme di punti. Nello specifico, il numero ottimale di cluster viene individuato scegliendo, tra tutte le combinazioni possibili, quella in cui risulta massima la differenza tra il numero di specie indicatrici e il valore medio di probabilità associato a ciascuna specie. Il tipo di *cluster analysis* scelta è *Flexible Beta* con misura della distanza attraverso l'indice relativo di Sorensen ($\beta=0.25$; McCune e Grace 2002)

Dall'analisi dei dati sono state escluse tutte quelle specie che compaiono in meno di sei stazioni, ovvero: garzetta, falco pellegrino, gallinella d'acqua, colombaccio, gruccione, picchio rosso minore, calandro, ballerina gialla, stiacchino, passero solitario, tordela, taccola e fanello. Questo si è reso necessario per evitare che la presenza di specie rare o con distribuzione localizzata determinasse un'eccessiva dispersione nei risultati finali.

6.3. Risultati

Nel corso della stagione riproduttiva 2008 sono state effettuate 13 giornate di rilievi, di cui una, la prima, interamente dedicata a sopralluoghi.

In totale, considerando sia i punti di ascolto che i rilievi integrativi sono state censite 74 specie, di cui due, stiacchino e Balia *sp.*, sicuramente (e solamente) migratrici (Tabella 6.1.).

Da escludere la nidificazione anche del Gabbiano reale e della Garzetta mentre tutte le altre specie contattate possono essere considerate nidificanti (almeno nidificanti possibili) nel territorio della Repubblica di San Marino.

Tabella 6.1. Elenco delle specie censite nell'area di studio; per ciascuna viene indicato il metodo di censimento con cui è stata contattata ed il relativo numero di contatti.

specie		punti di ascolto	rilievi integrativi
garzetta	<i>Egretta garzetta</i>	1	1
sparviero	<i>Accipiter nisus</i>		2
poiana	<i>Buteo buteo</i>	15	16
gheppio	<i>Falco tinnunculus</i>	10	5
lodolaio	<i>Falco subbuteo</i>		1
falco pellegrino	<i>Falco peregrinus</i>	1	2

specie		punti di ascolto	rilevi integrativi
quaglia comune	<i>Coturnix coturnix</i>	12	
fagiano comune	<i>Phasianus colchicus</i>	21	
gallinella d'acqua	<i>Gallinula chloropus</i>	1	
gabbiano reale	<i>Larus michaellis</i>	8	30
colombaccio	<i>Columba palumbus</i>	4	5
tortora dal collare	<i>Streptopelia decaocto</i>	102	5
tortora selvatica	<i>Streptopelia turtur</i>	127	21
cuculo	<i>Cuculus canorus</i>	31	5
rondone comune	<i>Apus apus</i>	404	112
gruccione	<i>Merops apiaster</i>	2	
upupa	<i>Upupa epops</i>	10	2
torcicollo	<i>Jynx torquilla</i>	24	7
picchio verde	<i>Picus viridis</i>	23	4
picchio rosso maggiore	<i>Dendrocopos major</i>	11	9
picchio rosso minore	<i>Dendrocopos minor</i>	1	
tottavilla	<i>Lullula arborea</i>	8	2
allodola	<i>Alanda arvensis</i>	9	1
rondine montana	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>		1
rondine	<i>Hirundo rustica</i>	193	1
balestruccio	<i>Delichon urbicum</i>	97	30
calandro	<i>Anthus campestris</i>	1	
ballerina gialla	<i>Motacilla cinerea</i>	5	6
ballerina bianca	<i>Motacilla alba</i>	21	2
scricciolo	<i>Troglodytes troglodytes</i>	127	22
pettirosso	<i>Erithacus rubecula</i>	83	23
usignolo	<i>Luscinia megarhynchos</i>	255	19
codirosso spazzacamino	<i>Phoenicurus ochrurus</i>	30	16
codirosso comune	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	49	10
stiacchino	<i>Saxicola rubetra</i>	7	4
saltimpalo	<i>Saxicola torquatus</i>	47	19
passero solitario	<i>Monticola solitarius</i>	2	1

specie		punti di ascolto	rilevi integrativi
merlo	<i>Turdus merula</i>	363	51
tordela	<i>Turdus viscivorus</i>	7	
usignolo di fiume	<i>Cettia cetti</i>	8	3
beccamoschino	<i>Cisticola juncidis</i>	22	4
cannaiola comune	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>		1
canapino comune	<i>Hippolais polyglotta</i>	26	9
sterpazzolina	<i>Sylvia cantillans</i>	17	7
occhiocotto	<i>Sylvia melanocephala</i>	26	8
sterpazzola	<i>Sylvia communis</i>	38	15
capinera	<i>Sylvia atricapilla</i>	352	47
lui bianco	<i>Phylloscopus bonelli</i>	19	5
lui piccolo	<i>Phylloscopus collybita</i>	33	19
fiorrancino	<i>Regulus ignicapilla</i>	14	8
pigliamosche	<i>Muscicapa striata</i>	9	
balia <i>sp.</i>			1
codibugnolo	<i>Aegithalos caudatus</i>	33	10
cincia mora	<i>Periparus ater</i>		2
cinciarella	<i>Cyanistes caeruleus</i>	146	25
cinciallegra	<i>Parus major</i>	126	14
picchio muratore	<i>Sitta europaea</i>	20	5
rampichino comune	<i>Certhia brachydactyla</i>	8	8
pendolino	<i>Remiz pendulinus</i>		1
rigogolo	<i>Oriolus oriolus</i>	70	13
averla piccola	<i>Lanius collurio</i>	11	2
ghiandaia	<i>Garrulus glandarius</i>	18	5
gazza	<i>Pica pica</i>	44	17
taccola	<i>Corvus monedula</i>	5	13
cornacchia grigia	<i>Corvus cornix</i>	40	1
storno	<i>Sturnus vulgaris</i>	517	20
passera d'Italia	<i>Passer domesticus Italiae</i>	629	50
passera mattugia	<i>Passer montanus</i>	34	

specie		punti di ascolto	rilevi integrativi
fringuello	<i>Fringilla coelebs</i>	128	19
verzellino	<i>Serinus serinus</i>	292	11
verdone	<i>Carduelis chloris</i>	183	13
cardellino	<i>Carduelis carduelis</i>	207	5
fanello	<i>Carduelis cannabina</i>	2	4
zigolo nero	<i>Emberiza cirius</i>	74	24
strillozzo	<i>Emberiza calandra</i>	35	5

I rilievi hanno consentito di delineare un quadro sufficientemente esaustivo dell'avifauna nidificante nella Repubblica di San Marino con l'unica, importante, eccezione degli uccelli notturni per i quali sono necessari rilievi ad hoc (peraltro in corso nell'ambito di uno specifico progetto del Centro Naturalistico Sanmarinese; vedi anche Suzzi Valli *et al.* 2001).

L'indagine ha sostanzialmente confermato quanto noto circa l'avifauna nidificante nell'area (desunto in gran parte dalle informazioni gentilmente fornite da Andrea Suzzi Valli e Sandro Casali, del Centro Naturalistico Sanmarinese). Alcune specie, per le quali era nota la presenza in anni passati, in particolare il codirossone *Monticola saxatilis*, la bigia padovana *Silvia nisoria* e l'ortolano *Emberiza hortulana* non sono state rilevate nell'indagine e sono con ogni probabilità da considerare estinte come nidificanti nella Repubblica di San Marino, anche in considerazione del calo che ha interessato le popolazioni di queste specie (codirossone e soprattutto ortolano) negli ultimi decenni sia a livello europeo che a livello di penisola italiana.

Per quanto riguarda i rapaci diurni, i risultati dei rilievi confermano quanto già descritto da Suzzi Valli *et al.* (2001), ad eccezione della nidificazione del lodolaio, comunque già confermata in anni recenti (Suzzi Valli e Casali *in verbis*).

In Appendice 1 sono riportate le localizzazioni delle osservazioni delle specie inserite in Allegato I della Direttiva Uccelli 79/409 e successive modificazioni.

6.4. Analisi dei dati

Applicando il metodo delle specie indicatrici (cfr. materiali e metodi), sono stati individuati due casi “ottimali”, corrispondenti uno a tre cluster e l’altro a cinque (Fig. 6.3.).

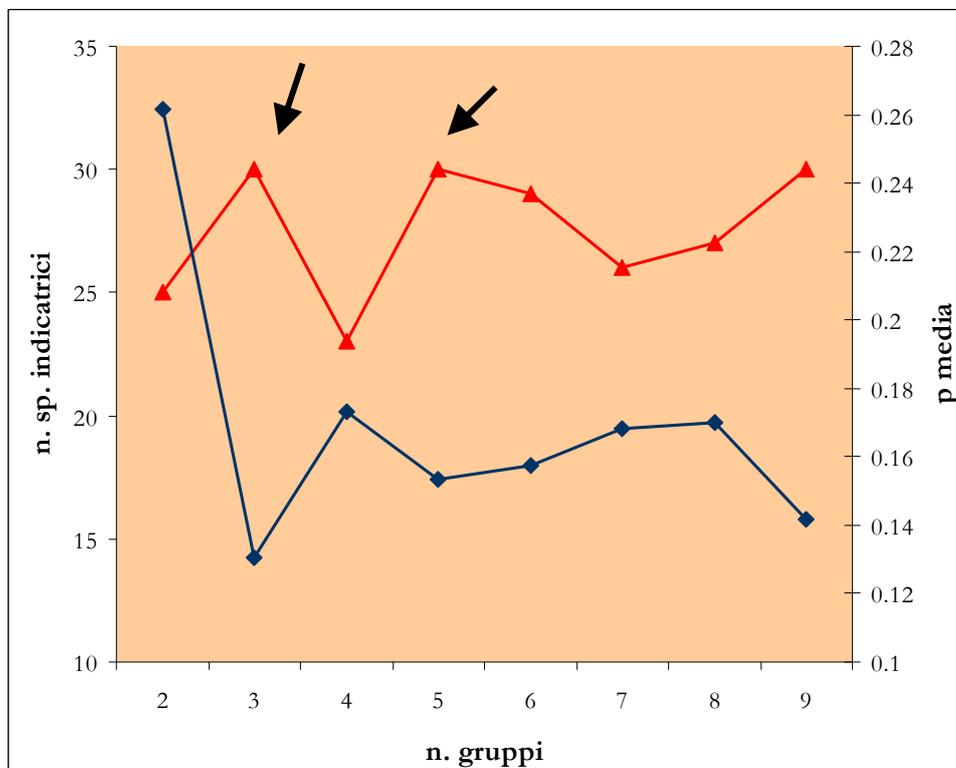


Figura 6.3. Relazione tra numero di specie indicatrici (in rosso) e p media (in blu) per tutti i raggruppamenti. La freccia indica i due casi migliori, dove maggiore è la differenza tra i due valori, corrispondenti a tre e cinque cluster.

Considerando il livello di informazione espresso dai due casi, abbiamo ritenuto opportuno considerarli entrambi, seguendo un tipo di analisi gerarchica: il gruppo composto da tre cluster individua le tre principali tipologie di uso del suolo presenti a San Marino: le aree urbanizzate (u), i boschi (b) e i mosaici ambientali (m), al cui interno ricadono anche le aree agricole e quelle calanchive.

Il gruppo a cinque suddivide il gruppo degli ambienti urbanizzati in due sottogruppi, uno evidentemente formato da un urbanizzato continuo (ud), l’altro, da un urbanizzato sparso, immerso in una matrice agricola che ancora conserva la propria funzionalità ecologica (us). Un discorso analogo può essere fatto per il gruppo dei mosaici ambientali; in questo caso, considerando il gruppo a cinque cluster, riusciamo ad evidenziare due diverse situazioni, entrambe caratterizzate da una elevata diversità ambientale, ma di livello qualitativo estremamente diverso (mb e ma).

In conclusione, sono stati individuati cinque gruppi (Tabella 6.):

Tabella 6.2. Elenco dei gruppi omogenei di punti individuati con la cluster analysis.

gruppo		
I livello	II livello	descrizione
b		boschi
u	ud	urbanizzato denso
	us	urbanizzato sparso in matrice agricola
m	mb	mosaici ambientali di bassa qualità
	ma	mosaici ambientali di alta qualità

In 6.3. vengono presentate le specie indicatrici per ciascuno dei cinque gruppi individuati; sono state selezionate tutte le specie con valori di $p < 0.05$.

Tabella 6.3. Elenco delle specie indicatrici individuate per i cinque gruppi di Tab. 6.3.

specie	gruppo	specie	gruppo
picchio rosso maggiore	b	verdone	ud
scricciolo	b	allodola	us
pettirosso	b	rondine	us
merlo	b	storno	us
capinera	b	passera d'Italia	us
lui bianco	b	cinciallegra	mb
lui piccolo	b	tortora selvatica	mb
fiorrancino	b	zigolo nero	mb
codibugnolo	b	gheppio	ma
cinciarella	b	quaglia comune	ma
picchio muratore	b	tottavilla	ma
rampichino comune	b	usignolo	ma
rigogolo	b	saltimpalo	ma
ghiandaia	b	beccamoschino	ma
cornacchia grigia	b	sterpazzolina	ma
fringuello	b	sterpazzola	ma
tortora dal collare	ud	verzellino	ma
codirosso comune	ud	strillozzo	ma

In Appendice 2 è riportato l'elenco totale delle specie osservate in ciascuno dei cinque gruppi.

6.5. Discussione

I raggruppamenti di punti individuati mediante la cluster analysis risultano abbastanza omogenei e ben differenziati tra loro, e mettono bene in evidenza quelle che sono le caratteristiche principali del popolamento ornitico nidificante a San Marino. Nei paragrafi che seguono discuteremo, per ciascuno dei gruppi individuati, quelle che sono le loro caratteristiche principali.

6.5.1. Ambienti antropizzati

Considerando il primo dei due livelli di analisi, quello composto da soli tre cluster, ben 130 punti sono stati classificati come ricadenti in “ambienti urbanizzati”, pari al 60% del totale; se invece consideriamo il secondo livello, quello composto da cinque cluster, troviamo 77 punti che rientrano nella categoria “urbano denso” e 53 in quella “urbano disperso in matrice agricola” (Fig. 6.4.).

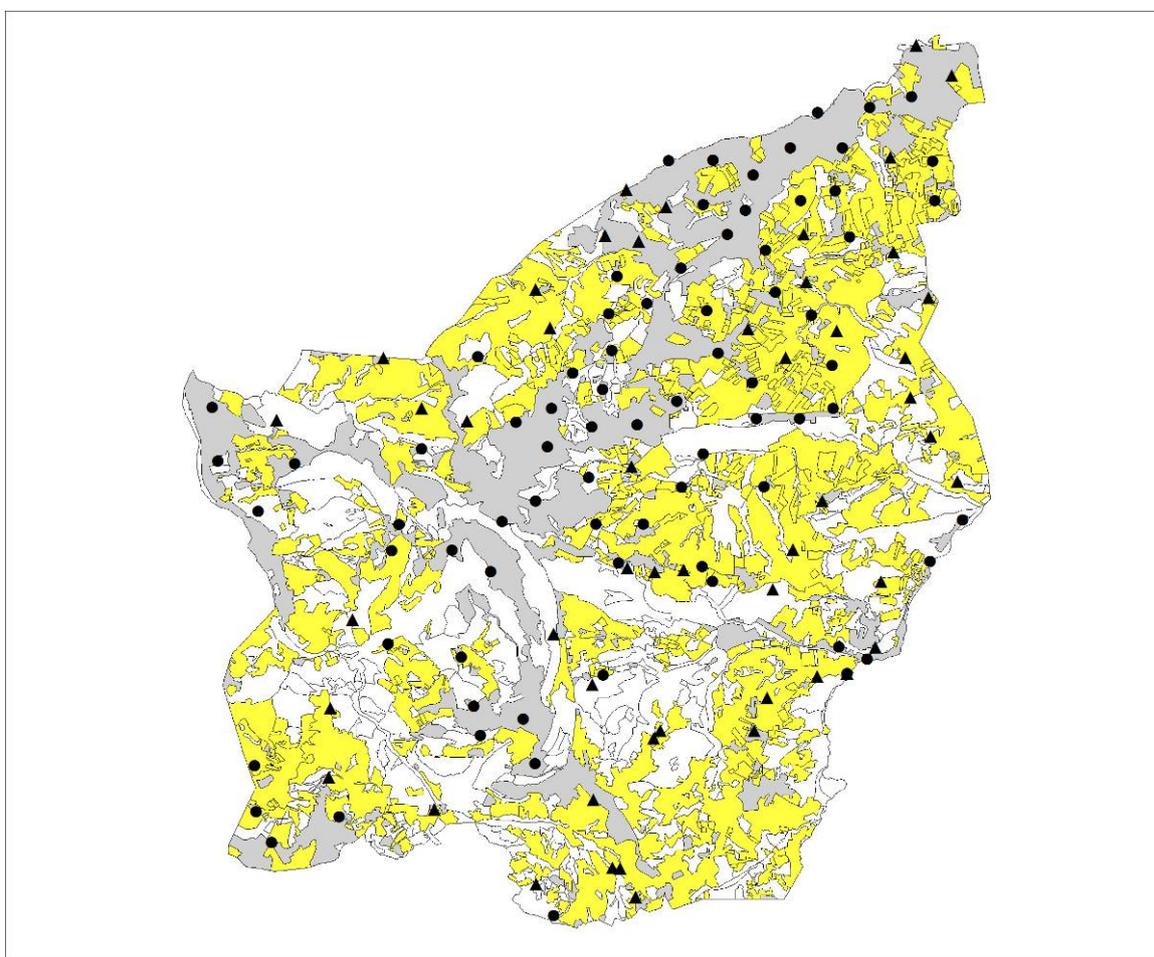


Figura 3.4. - Localizzazione dei punti compresi nel gruppo “u”, ambienti urbanizzati; i punti compresi nel gruppo “ud” sono indicati con un cerchio, quelli che ricadono nel gruppo “us” con un triangolo. In grigio gli ambienti urbanizzati, in giallo le aree agricole (da Corazza et al. 2008, modificato).

In Tabella 6.4. sono riportate le specie indicatrici individuate per i due sottogruppi “urbano denso” e “urbano sparso immerso in matrice agricola”.

Tabella 6.4. - Elenco delle specie indicatrici individuate per il gruppo ambienti urbanizzati (u), suddivise nei due sottogruppi “us” e “ud”; per ciascuna viene riportato il valore di p.

specie	gruppo	<i>p</i>
tortora dal collare	ud	0.003
codirosso comune	ud	0.054
verdone	ud	0.0002
allodola	us	0.0194
rondine	us	0.0134
storno	us	0.0002
passera d'Italia	us	0.0002

Il gruppo degli “ambienti antropizzati”, oltre a contenere la maggior parte dei punti, ospita il numero di specie più elevato, pari a 62, su un totale di 74. Questa situazione riflette appieno l’elevato grado di urbanizzazione del territorio sanmarinese, particolarmente evidente soprattutto nella parte occidentale del territorio, dove si concentrano la maggior parte dei centri abitati, oramai connessi tra loro senza soluzione di continuità. Tuttavia, l’aspetto forse più interessante, e che la nostra analisi sembra ben evidenziare, è che esistono due tipi di ambienti urbanizzati, molto diversi tra loro: un urbanizzato che noi abbiamo definito “sparso”, in cui la matrice agricola risulta preponderante, e un urbanizzato “denso”, coincidente per lo più, con i maggiori centri abitati e le aree di nuova e recente edificazione, dove ancora è evidente la presenza di spazi naturali residuali, costituiti per lo più da aree agricole e superfici boscate di ridotte dimensioni.

Questo tipo di paesaggio, definito delle “frange urbane” (Gibelli 2003), è il prodotto di quel fenomeno di espansione urbanistica conosciuto con il nome di *urban sprawl* (Forman 1995), per il quale lo sviluppo dei centri abitati non risulta più concentrato a ridosso dei nuclei originali, ma tende ad espandersi, a maglie larghe, sul territorio circostante, andando ad inglobare spazi naturali e seminaturali sempre più ampi, che diventano un elemento integrante, e qualificante, dei nuovi insediamenti urbani. Questo tipo di paesaggio è assimilabile, in tutto e per tutto, ad un ambiente di margine, e come tale, è caratterizzato da un’alta dinamicità, che si riflette, molto spesso, in un elevato grado di diversità ambientale, per lo più a piccola scala, capace di ospitare comunità animali ricche e differenziate (Farina 2001 e 2004, Gibelli 2003).

Il tema delle frange urbane, e dell’*urban sprawl* in generale, ha acquisito una sempre maggiore importanza nell’ambito dello studio dell’ecologia del paesaggio, poiché risulta strettamente legato al processo di frammentazione degli ambienti naturali (Forman 1995). L’elevata ricchezza in specie ornitiche che caratterizza questi ambienti può essere spiegata con due considerazioni. Da un lato c’è l’effetto positivo che, in certi contesti, la presenza dell’uomo sembra avere sui livelli di biodiversità, situazione già nota e molto studiata soprattutto in ambito mediterraneo (Blondel e Aronson 1999;

Makhzoumi e Pungetti 1999, Tellini Florenzano *et al.* 2007). Dall'altro il processo di impoverimento legato alla frammentazione di ambienti naturali che in buona parte dell'area può essere considerato ancora nelle prime fasi, proprio nelle prime fasi può manifestarsi invece con una stabilità del numero di specie (effetto *lag*), legata alla persistenza di alcune popolazioni, o addirittura un aumento del numero di specie (effetto *crowding*) che tendono a concentrarsi nei residui spazi naturali (Debinski e Holt 2000, Mace *et al.* 2001, Zapparoli 2002, Battisti 2004).

La complessità e la velocità con cui si evolvono questi ambienti rende particolarmente interessante monitorare l'evoluzione della comunità ornitica.

Per quanto riguarda la composizione e la struttura dei popolamenti nidificanti nei due gruppi, il numero di specie risulta simile, rispettivamente 57 nell'"urbano denso" e 55 nell'"urbano sparso"; differenze più evidenti esistono invece a livello di composizione dei popolamenti, differenze che risultano chiare dal confronto delle specie indicatrici.

Sebbene in entrambi i gruppi le due specie più abbondanti sono risultate la passera d'Italia e lo storno, il gruppo dell'"urbano denso" ospita popolazioni consistenti di specie decisamente antropofile, molto comuni in ambiti urbani, soprattutto in parchi e giardini, come verzellino, verdone, tortora dal collare, capinera, cinciallegra, cinciarella e merlo. Particolarmente diffusi anche il balestruccio e il rondone, soprattutto nei centri storici, dove la struttura e la conformazione degli edifici garantisce la presenza di nicchie idonee alla loro nidificazione. Tra le altre specie che caratterizzano questo gruppo troviamo il codiroso comune, poco oltre la soglia della significatività come specie indicatrice (Tabella), e il codiroso spazzacamino, il primo ampiamente diffuso in tutti gli ambienti urbanizzati, il secondo localizzato per lo più nella Rocca e in altri centri posti alle quote più elevate. Da segnalare la presenza nella Rocca del passero solitario e della rondine montana, entrambi contattati esclusivamente nell'ambito di rilievi integrativi, e della ballerina gialla lungo alcuni fossi che attraversano i centri abitati di Serravalle e Dogana. Segno evidente della presenza di un paesaggio di "frangia urbana", anche strettamente connesso all'"urbanizzato denso", l'osservazione, nelle stazioni classificate in questo gruppo, anche di specie legate ad ambienti agricoli diversificati, come l'averla piccola e la tottavilla, entrambe inserite nell'Allegato I della Direttiva Uccelli (79/409/CEE), il saltimpalo, che qui si trova letteralmente nei giardini delle case, e il torcicollo. Lo stesso vale per specie decisamente "steppiche", come il gheppio e lo strillozzo, maggiormente rappresentate nel gruppo dell'"urbanizzato sparso" ma rilevate anche nelle stazioni dell'"urbanizzato denso".

Proprio queste ultime specie, assieme all'allodola, al beccamoschino, alla rondine e alla passera mattugia caratterizzano il popolamento nidificante nel secondo gruppo, che evidenzia quindi caratteristiche decisamente "più agricole". Ad esempio è interessante a questo proposito come la rondine tenda ad evitare piuttosto nettamente gli ambienti maggiormente urbanizzati e sia invece molto comune nel paesaggio urbanizzato sparso. Anche molte specie legate a varie tipologie ambientali non urbane, sono state rilevate, in misura marginale, nelle stazioni dell'"urbanizzato sparso"; tra queste da sottolineare la presenza della tordela, specie tipicamente ecotonale, già rinvenuta in aree limitrofe della provincia di Rimini (Casini e Gellini 2008), e del calandro, specie inserita nell'Allegato I della Direttiva Uccelli (79/409/CEE), di cui non si conoscono segnalazioni precedenti (Suzzi Valli 1993).

6.5.2. Boschi

Il raggruppamento “boschi” è composto da 36 punti (Figura 6.5), pari al 17% del totale, mentre 16 sono le specie indicatrici individuate (Tabella 6). Questo gruppo rimane stabile e non si differenzia ulteriormente nel secondo dei due livelli considerati. Che si tratti di un gruppo ben definito e molto omogeneo è testimoniato anche dall’elevato numero di specie indicatrici.

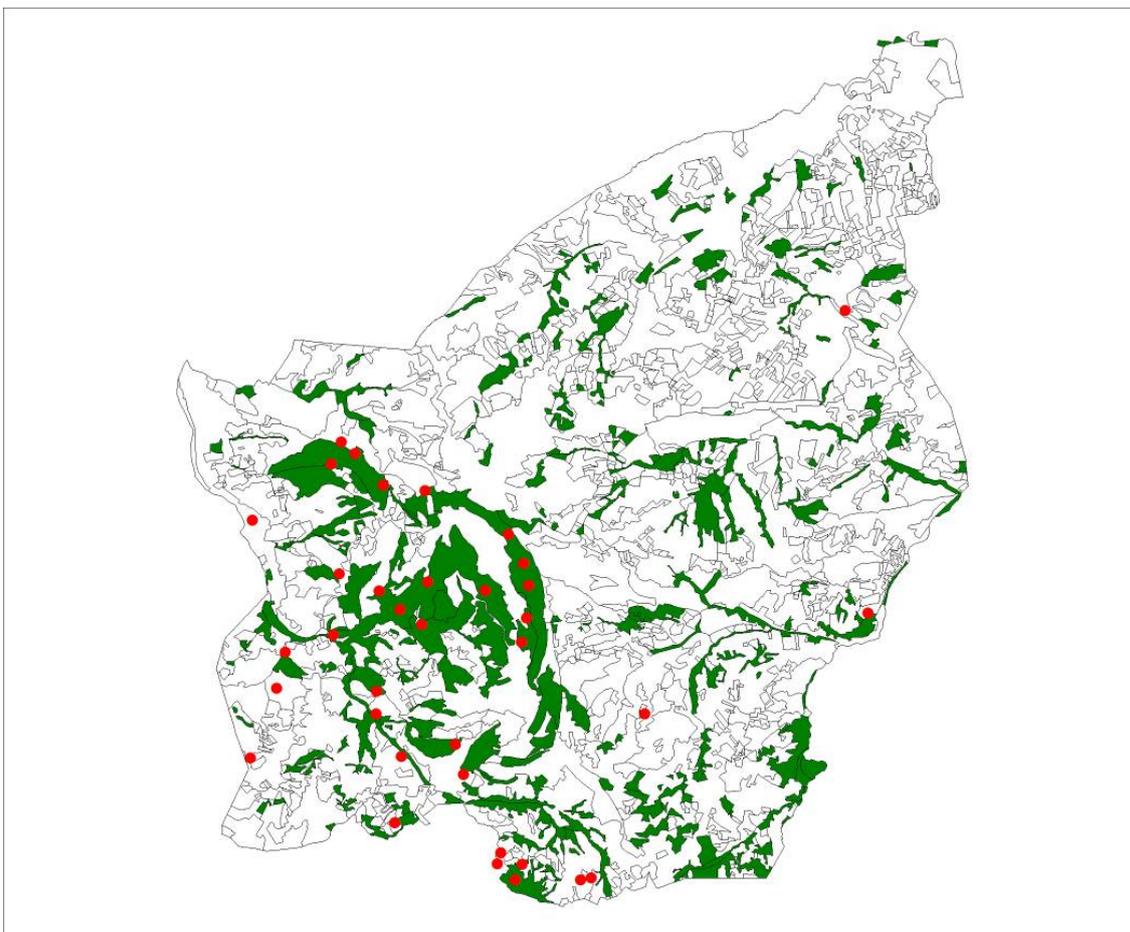


Figura 6.5. - Localizzazione dei punti compresi nel gruppo “b”, boschi; in verde le superfici boscate (da Corazza et al. 2008, modificato).

Tabella 1.5. - Elenco delle specie indicatrici individuate per il gruppo “b”, boschi; per ciascuna viene riportato il valore di p.

specie	<i>p</i>	specie	<i>p</i>
picchio rosso maggiore	0.0228	codibugnolo	0.0362
scricciolo	0.0002	cinciarella	0.0002
pettirosso	0.0002	picchio muratore	0.0156
merlo	0.0002	rampichino comune	0.0024

capinera	0.0002	rigogolo	0.0374
lui bianco	0.0432	ghiandaia	0.0066
lui piccolo	0.0002	cornacchia grigia	0.0246
fiorrancino	0.0002	fringuello	0.0002

Gli ambienti forestali occupano una superficie limitata del territorio di San Marino e risultano concentrati per lo più nella porzione sudoccidentale del paese. Nonostante questi ambienti ospitino un numero di specie inferiore rispetto agli altri ambiti individuati con la cluster analysis, peraltro in accordo con quanto noto a scala mediterranea (Blondel e Aronson 1999), dobbiamo comunque segnalare la presenza di alcuni elementi di interesse, primo tra tutti, la discreta presenza di corticicoli, ovvero di quelle specie che si alimentano direttamente sulla corteccia degli alberi; fanno parte di questa guild i picchi, il rampichino comune e il picchio muratore. La presenza di queste specie, in particolare dei picchi, viene infatti considerata un buon indicatore della biodiversità complessiva di un ambiente forestale (Mikusiński *et al.* 2001, Gorman 2004). Nell'area di studio sono presenti cinque specie riconducibili a questo gruppo: il picchio rosso maggiore, il picchio rosso minore, il picchio verde, il rampichino comune e il picchio muratore. In particolare risulta di un certo interesse la presenza del picchio rosso minore, già segnalato per il territorio di San Marino (Suzzi Valli 1993), e udito in canto lungo il torrente San Marino, in un ambiente caratterizzato dalla presenza di vegetazione ripariale ben strutturata, con pioppi di grosse dimensioni (Figura .). La specie non risulta segnalata nella limitrofa provincia di Rimini (Casini e Gellini 2008).

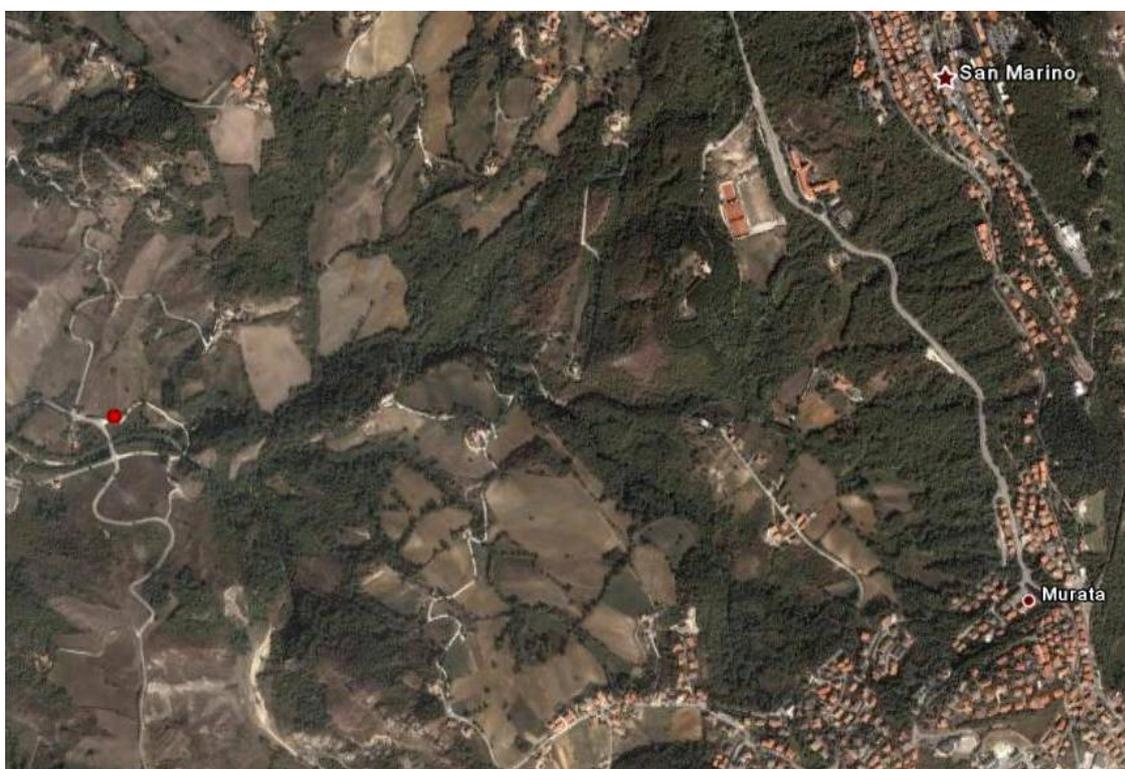


Figura 6.6. - Localizzazione dell'osservazione di picchio rosso minore.

Un altro elemento d'interesse è la presenza del lupo bianco, specie legata a boschi con copertura in genere discontinua, spesso su versanti scoscesi, considerato in declino in Europa (Gurfield & Van Bommel 2004) e risultato relativamente diffuso a San Marino.

Completano il quadro delle presenze specie comuni e ampiamente diffuse, come il merlo, le cince, il fringuello, il pettirosso, il fiorrancino e lo scricciolo.

6.5.3. Mosaici ambientali

Considerando il primo livello di raggruppamento, 50 sono i punti che ricadono all'interno di questo gruppo, pari al 23% del totale; nel secondo caso invece, 12 punti risultano compresi nel gruppo "mosaici di elevata qualità ambientale" (ma), al cui interno ricadono anche le formazioni calanchive, e 38 nel gruppo "mosaici di bassa qualità ambientale" (mb) (Figura). In totale sono state individuate sette specie indicatrici, quattro per il gruppo "ma" e tre per il gruppo "mb" (Tabella 6.6.).

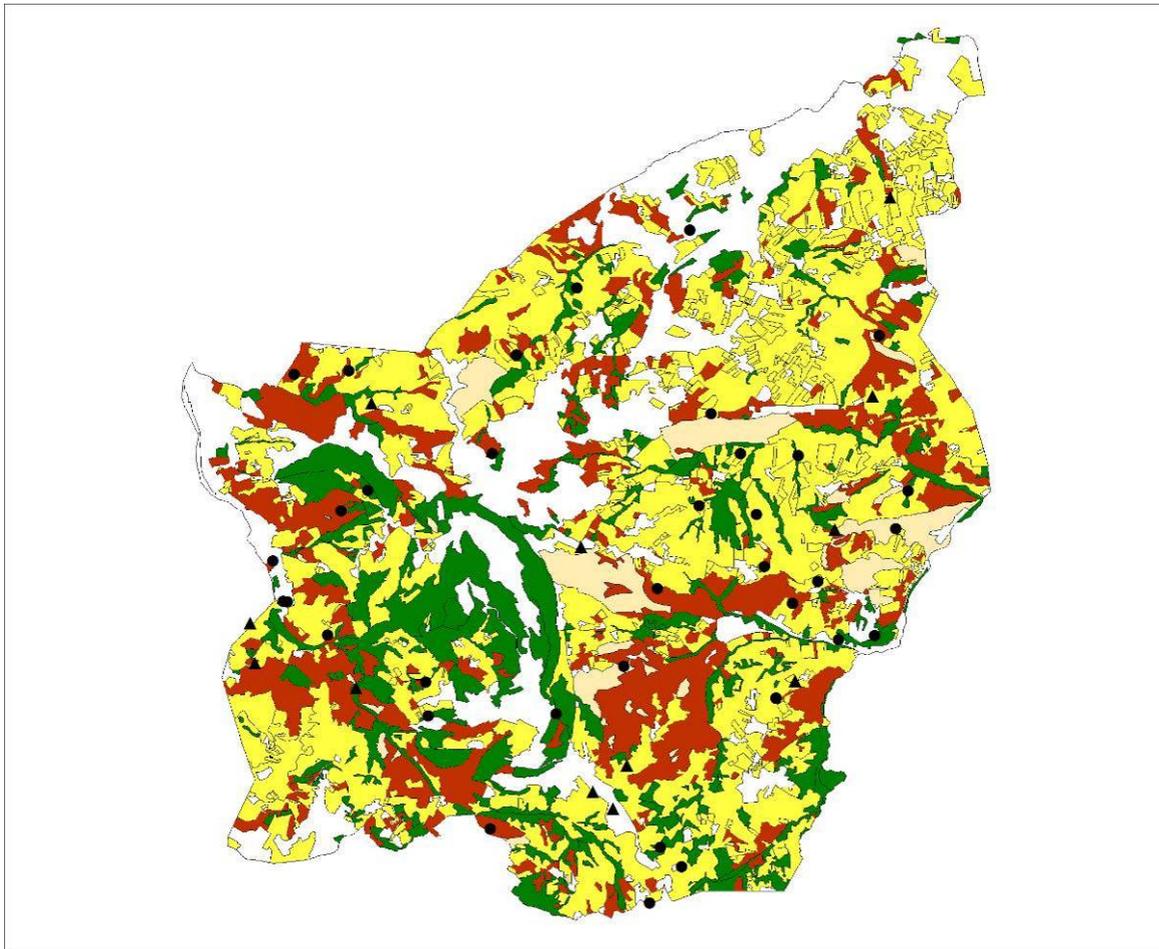


Figura 6.7. - Localizzazione dei punti compresi nel gruppo "m", mosaici ambientali: i punti compresi nel gruppo "ma" sono indicati con un triangolo, con un cerchio quelli che ricadono nel gruppo "mb". In verde le superfici boscate, in giallo le aree agricole, in marrone gli arbusteti e in rosa le formazioni calanchive (da Corazza et al. 2008, modificato).

Tabella 6.6. - Elenco delle specie indicatrici individuate per il gruppo “m”, mosaici ambientali, suddivise nei due sotto-gruppi “ma” e “mb”.

specie	gruppo	p	specie	gruppo	p
tortora selvatica	mb	0.004	saltimpalo	ma	0.0002
cinciallegra	mb	0.0184	beccamoschino	ma	0.0048
zigolo nero	mb	0.026	sterpazzolina	ma	0.0008
gheppio	ma	0.02	sterpazzola	ma	0.0002
quaglia comune	ma	0.008	verzellino	ma	0.0436
tottavilla	ma	0.0128	strillozzo	ma	0.0002
usignolo	ma	0.0302			

Il gruppo dei mosaici ambientali, a differenza di quelli discussi in precedenza, non individua una tipologia ambientale ben definita, ma piuttosto una situazione caratterizzata, a piccola e media scala, da una elevata diversità ambientale, dove a campi e prati si alternano boschetti, siepi e, in alcune zone, formazioni calanchive. Anche in questo caso tuttavia, la cluster analysis ha permesso di evidenziare l'esistenza di due sottogruppi, uno caratterizzato dalla presenza di specie legate agli ambienti aperti, come la tottavilla, inserita nell'Allegato I della Direttiva Uccelli (79/409/CEE), la quaglia, il saltimpalo e lo strillozzo, e uno che, in contrapposizione, abbiamo definito di basso valore ambientale, in cui la componente legata agli ambienti aperti è minoritaria e prevalgono specie ad alta valenza ecologica, come la cinciallegra e lo zigolo nero, spesso abbondanti in aree di recente abbandono e in fase di colonizzazione da parte della vegetazione. Tra le specie indicatrici di questo secondo gruppo troviamo anche il codirosso comune, ad indicare che parte di questi punti ricadono comunque in prossimità di piccoli centri abitati e insediamenti sparsi.

In entrambi i gruppi risultano comuni specie tipicamente ecotonali, come l'usignolo, il cuculo e il rigogolo, e specie tipiche degli arbusteti, come la sterpazzola e la sterpazzolina. A proposito di quest'ultima specie è interessante notare la compresenza di due sottospecie, quella nominale, *Sylvia cantillans cantillans* e la sottospecie *S. c. moltonii*, diffusa per lo più nei settori occidentali della penisola (Brambilla *et al.* 2006). Le due sottospecie frequentano gli stessi ambienti ed in almeno un caso si sono trovate a poche decine di metri di distanza.

Un discorso a parte meritano le formazioni calanchive, una volta molto più diffuse e tuttora soggette ad operazioni di sbancamento e bonifica, che costituiscono, assieme agli ambienti rupestri, elementi peculiari del paesaggio della Repubblica di San Marino.

I risultati delle analisi sembrano evidenziare una situazione di conservazione non ottimale di questi ambienti, che hanno evidentemente perso la loro specificità, quantomeno da un punto di vista ornitologico: la maggior parte delle stazioni fatte in zone calanchive, o in aree limitrofe, rientra infatti nel gruppo dei mosaici ambientali di bassa qualità.

Questi ambienti infatti, per loro natura caratterizzati da una copertura erbacea discontinua e dalla quasi totale assenza di vegetazione superiore, offrono, se mantenuti in uno stato di conservazione favorevole, condizioni ideali per la nidificazione di alcune specie di notevole interesse, come ad

esempio il calandro, mai rinvenuto in queste situazioni, e l'albanella minore, segnalata come nidificante fino alla metà del decennio scorso, ed oggi non più presente proprio a causa della trasformazione di questi ambienti (Suzzi Valli 1993, Suzzi Valli *et al.* 2001).

6.6. Analisi della diversità faunistica

Si è proceduto al calcolo della biodiversità α , β , γ dell'area indagata utilizzando sia i dati di presenza – assenza che i dati quantitativi. La base di dati comprende 60 specie distribuite in 216 stazioni di rilevamento escluse quelle integrative. Le 216 stazioni di rilevamento sono state distribuite secondo le tipologie vegetazionali di appartenenza così come definito nei metodi (paragr. 6.1.). E' stata calcolata la diversità alfa per ogni tipo vegetazionale. Inizialmente è stata calcolata la percentuale di completezza dei nostri inventari, in base alla ricchezza specifica osservata e a quella totale attesa per ogni tipologia vegetazionale. A tale scopo sono stati utilizzati tre metodi di stima:

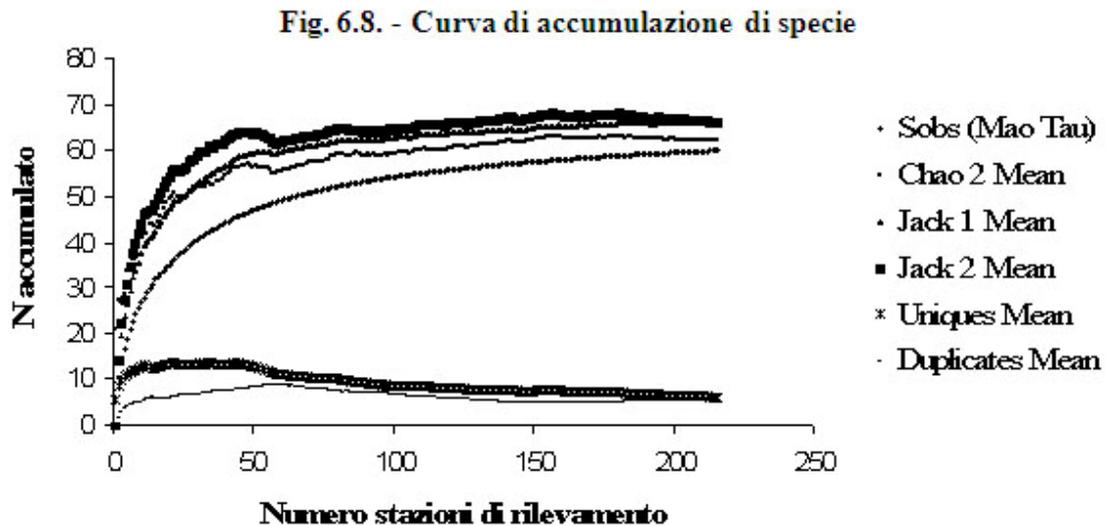
1. l'indice di Chao 2 per la stima della ricchezza specifica (Chao, 1984; Chao & Lee, 1992);
2. Jacknife di I ordine (Colwell & Coddington, 1994; Moreno, 2006);
3. Jacknife di II ordine (Moreno, 2006).

Tutti e tre i metodi di stima sono stati calcolati con il programma EstimateS 7.5 (Colwell, 2005).

La ricchezza specifica media per tipologia vegetazionale è di 27.16 specie, essendo il valore massimo di 47 specie registrate in 65 stazioni di rilevamento distribuite nella tipologia "superfici artificiali", e il minimo di 8 specie registrate nelle due stazioni ricadenti nei "boschi di conifere". Dei tre metodi di stima di ricchezza utilizzati il metodo di Chao 2, in termini generali, dà valori del numero totale di specie più simili ai valori osservati per ogni tipo vegetazionale e quindi con questo metodo gli inventari mostrano i più alti valori di completezza.

Tipo vegetazionale	Ricchezza specifica osservata	Numero di stazioni di rilevamento	Chao 2	Jacknife I ordine	Jacknife II ordine
1	47	65	54.22(87%)	58.82(80%)	62.81(75%)
2	46	60	47.48(97%)	51.9(85%)	49.15(94%)
2.2.1	13	2	29.5(44%)	19(68%)	19(68%)
2.2.3	26	10	46.48(56%)	38.6(67%)	47.67(55%)
3.1.1.1	29	16	48.69(60%)	43.06(67%)	52.92(55%)
3.1.1.2	33	9	36.91(89%)	43.67(76%)	43.47(76%)
3.1.1.6	16	7	17.22(93%)	20.29(79%)	20.29(79%)
3.1.2	8	2	10.5(76%)	11(73%)	11(73%)
3.2.2	28	16	36.84(76%)	39.25(71%)	44.85(62%)
3.2.3	32	14	39.24(82%)	44.07(73%)	48.09(67%)
3.3.3.1	22	5	36(61%)	34(65%)	40.75(54%)
A.n.C.	26	10	35.9(72%)	36.8(71%)	42.84(61%)

La ricchezza specifica totale dell'avifauna della Repubblica di San Marino è di 60 specie. Considerando il numero delle stazioni di rilevamento come una misura dell'intensità del campionamento per saggiare la validità dei dati inerenti questo tipo di diversità, abbiamo elaborato la curva di accumulazione di specie (Fig. 6.8).



I metodi di stima della ricchezza totale valutano per la Repubblica di San Marino un totale di 62.13 specie (metodo di Chao 2), 65.97 specie (metodo di Jackknife di I ordine) e 66 specie (Jackknife di II ordine). Possiamo quindi considerare che l'inventario totale (comunità complessiva) dell'avifauna della Repubblica di San Marino ha rispettivamente il 96.57%, 90,95% e 90.91% di completezza secondo questi tre metodi di stima. Inoltre notiamo che la curva di accumulazione di specie si avvicina ad un asintoto, il numero di specie uniche e duplicate (specie rare che geograficamente stanno solo in una o in due stazioni) diminuisce. Questa è una caratteristica degli inventari (comunità) che hanno una buona percentuale di completezza. Inoltre utilizzando il valore quantitativo degli individui registrati nelle stazioni di rilevamento distribuite per tipi vegetazionali abbiamo calcolato anche l'indice di Shannon, l'equiripartizione di Pielou e la massima diversità teoricamente possibile. Tali indici sono stati calcolati con il programma BiodvPro (McAlece, N. et al., 1997) e i risultati sono evidenziati nella seguente tabella:

Index	Tipologie vegetazionali											
	1	2	2.2.1	2.2.3	3.1.1.1	3.1.1.2	3.1.1.6	3.1.2	3.2.2	3.2.3	3.3.3.1	A.N.C.
Shannon H'	1.312	1.369	1.06	1.247	1.271	1.427	1.042	0.798	1.214	1.318	1.149	1.162
H'max	1.672	1.663	1.114	1.415	1.462	1.519	1.204	0.903	1.447	1.505	1.342	1.415
Equiripartizione di Pielou (J')	0.784	0.823	0.952	0.881	0.869	0.94	0.865	0.883	0.839	0.876	0.856	0.821

Tab. 6.7. - Shannon H' = indice di Shannon; **H'max** = massima diversità teoricamente possibile; **J'** = Equiripartizione di Pielou; **Tipologie vegetazionali:** 1 = Superfici artificiali; 2 = superfici agricole utilizzate; 2.2.1 = vigneti; 2.2.3 = oliveti; 3.1.1.1 = boschi a prevalenza di querce e altre latifoglie sempreverdi; 3.1.1.2 = boschi a prevalenza di querce caducifoglie; 3.1.1.6 = boschi a prevalenza di specie igrofile; 3.1.2 = boschi di conifere; 3.2.2 = cespuglietti e arbusteti; 3.2.3 = aree a vegetazione arborea ed arbustiva in evoluzione; 3.3.3.1 = aree calanchive; A. N. C. = ambienti non classificati.

6.6.1. Biodiversità beta

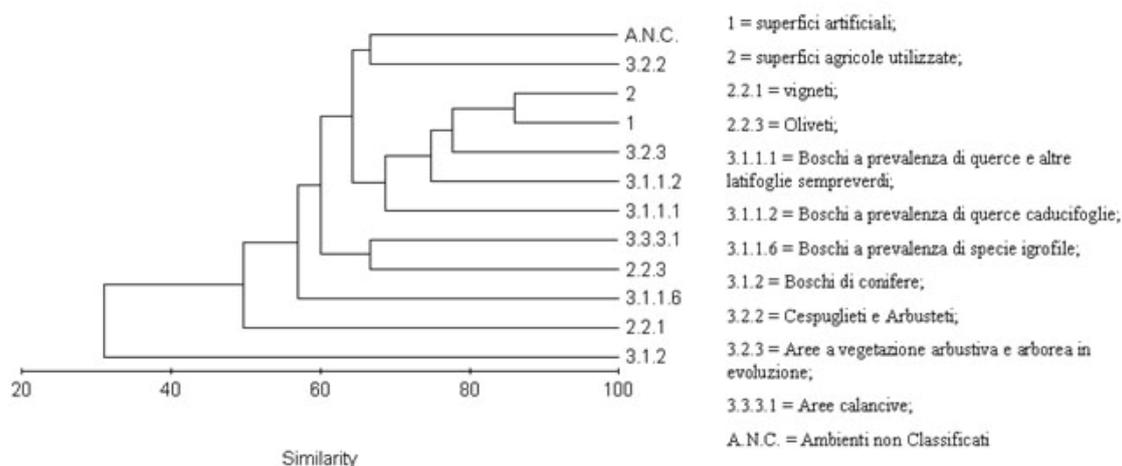
Nel nostro specifico caso abbiamo utilizzato sia gli indici di similarità/differenza che gli indici di sostituzione di specie tra tipologie vegetazionali.

Per quanto riguarda gli indici di similarità/differenza, questi esprimono il grado di similarità fra due tipi vegetazionali in termini di specie presenti; si possono ottenere basandosi sia su dati qualitativi che quantitativi. L'analisi si è basata sui dati qualitativi cioè sui dati di presenza-assenza.

Indici per dati qualitativi utilizzati sono: Coefficiente di similarità di Jaccard e il coefficiente di similarità di Sørensen. I valori di entrambi i coefficienti possono essere moltiplicati per 100 per esprimerli in termini percentuali. La similitudine nella composizione in specie dell'avifauna tra tipi vegetazionali è stata rappresentata graficamente tramite un dendrogramma basato sull'indice di Sørensen. Oltre a questi indici ne abbiamo utilizzati altri fra quelli proposti specificamente come misure della diversità beta. In particolare sono stati utilizzati: l'indice di Whittaker e l'indice di Cody. I coefficienti di Jaccard e Sørensen sono stati calcolati con il programma Estimates 7.50 (Colwell, 2005), e gli indici di diversità beta sono stati calcolati manualmente. Il dendrogramma è stato costruito con il programma Primer v.5.

Comparando la composizione in specie tra coppie di tipologie vegetazionali (11 tipologie più gli ambienti non classificati) abbiamo un totale di 66 possibili coppie di comunità. Con il coefficiente di Jaccard la media di similitudine tra coppie di comunità è di 0.40, mentre con il coefficiente di Sørensen la similitudine media è di 0.56. Visto che i valori medio – bassi di similitudine sono opposti al concetto di biodiversità beta, possiamo affermare che la diversità beta tra le tipologie vegetazionali è medio – alta (inverso del coefficiente di Jaccard = 60%; inverso del coefficiente di Sørensen = 44%). Con entrambi i coefficienti la massima somiglianza è stata rilevata tra le “Superfici artificiali” e le “Superfici agricole utilizzate” (= 0.755 di somiglianza con il coefficiente di Jaccard e 0.86 con il coefficiente di Sørensen). All'estremo opposto, la similitudine minima è risultata quella tra le “Superfici artificiali” e i “Boschi di Conifere” (0.1 di similitudine con il coefficiente di Jaccard e 0.182 con il coefficiente di Sørensen). I rapporti di similitudine tra le comunità delle tipologie vegetazionali studiate è evidenziato dal dendrogramma della Fig. 6.9..

Fig. 6.9. - Rapporti di similitudine tra le tipologie ambientali studiate



Rispetto agli indici che misurano la diversità beta direttamente, l'indice di Whittaker dà un valore di 1.20 perché la diversità alfa media dei distretti (27.16 specie) è molto bassa rispetto alla ricchezza specifica totale della Repubblica di San Marino (60 specie).

Questo indica che vi è un cambio importante nella composizione di specie di Uccelli tra le varie tipologie vegetazionali. Dall'altra parte con l'indice di Cody la diversità beta tra le 66 possibili coppie di tipologie vegetazionali è del 66%, avendo la massima diversità beta (66%) tra "Boschi di conifere" e "Aree Calanchive", seguita dalla diversità beta tra "Superfici artificiali" e "Boschi di conifere" (63%). La minor diversità beta corrisponde al ricambio nella composizione delle specie tra "Superfici artificiali" e "Superfici agricole utilizzate" (14%), ciò concorda con l'alta similitudine per queste tipologie vegetazionali.

Inoltre abbiamo calcolato la complementarietà fra tipologie vegetazionali. Il concetto di complementarietà si riferisce al grado di dissimilitudine nella composizione in specie tra coppie di biota (Colwell & Coddington, 1994; Moreno, 2006). Per ottenere il valore della complementarietà otteniamo prima due misure: 1) la ricchezza totale per entrambi i siti considerati (S) e 2) il numero di specie uniche in ognuno dei due siti (U). A partire da questi due valori calcoliamo quindi la complementarietà dei siti come rapporto tra U/S . Il valore della complementarietà varia da 0 quando i due siti sono identici nella composizione in specie, fino a 1 quando le specie di entrambi i siti indagati sono completamente differenti (Colwell & Coddington, 1994; Moreno, 2006). Tale valore può essere espresso anche in termini percentuali.

Nel nostro caso fra le 66 possibili coppie di comunità vediamo che la massima complementarietà (90%) è tra "Superfici artificiali" e "Boschi di conifere" mentre la minima complementarietà (24%) è quella tra "superfici artificiali" e "superfici agricole utilizzate". Ciò concorda appieno con il dendrogramma di Fig. 6.9..

6.7. Appendice 1

Nelle figure che seguono sono riportate le localizzazioni delle specie di interesse per la conservazione, inserite nell'Allegato I della Direttiva Uccelli (79/409/CEE e successive modificazioni).

Falco pellegrino

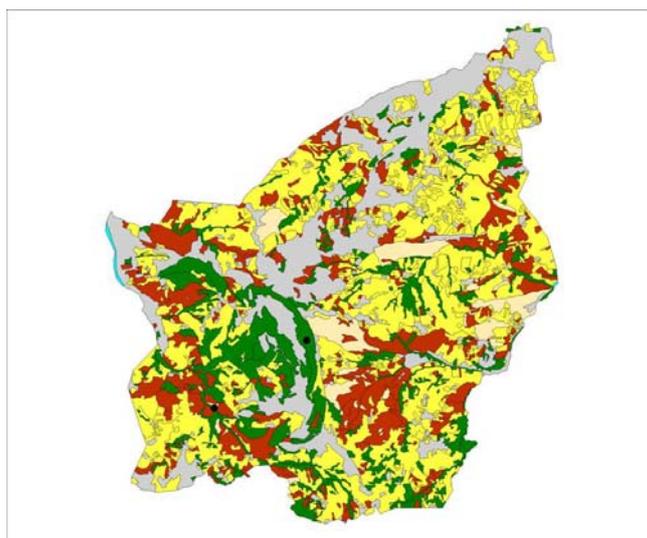


Figura 6.10. - Localizzazione dei di presenza del falco pellegrino.

Tottavilla

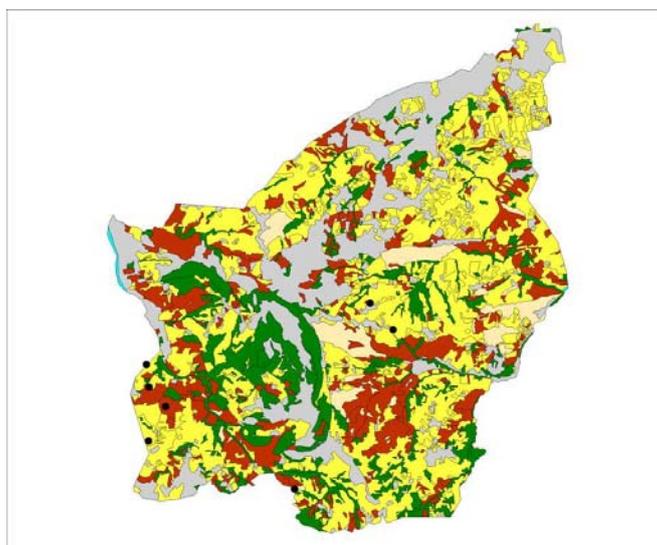


Figura 6.11. - Localizzazione dei dati di presenza della tottavilla.

Calandro

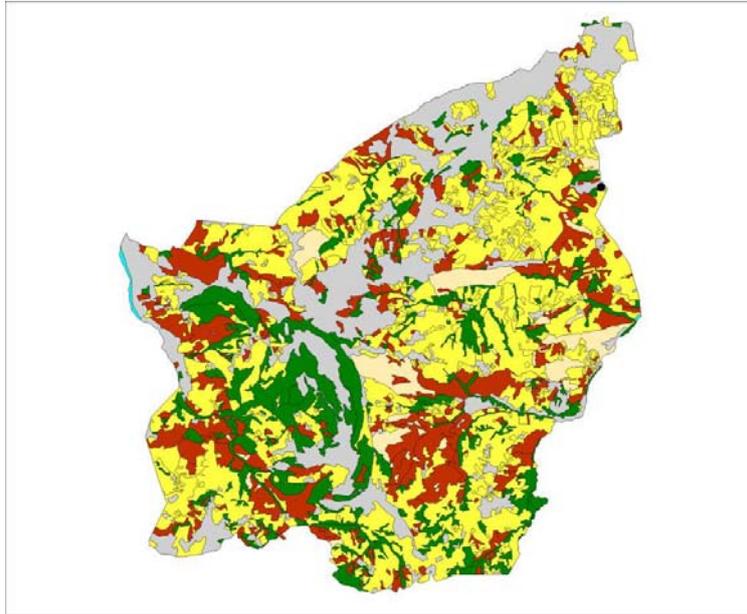


Figura 6.12. - Localizzazione dei dati di presenza del calandro.

Averla piccola

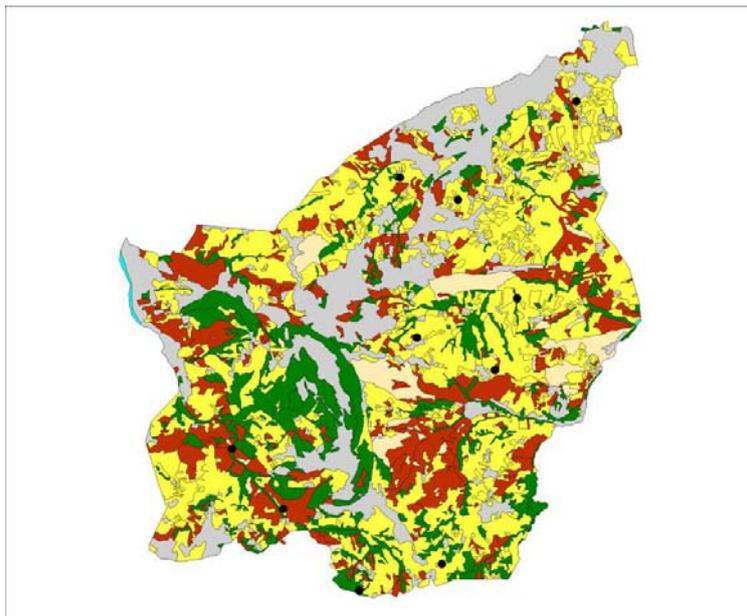


Figura 6.13. - Localizzazione dei dati di presenza dell'averla piccola.

6.8. Appendice 2

Nelle tabelle che seguono viene riportato l'elenco completo delle specie contattate nei singoli gruppi di punti.

Ambienti antropizzati

Tabella 6.8. - Elenco delle specie contattate nei punti che rientrano nel gruppo "urbanizzato denso"; viene riportato il numero totale di individui censiti.

specie	n. individui	specie	n. individui
Passera d'Italia	313	Gabbiano reale	8
Storno	193	Occhiocotto	8
Rondone comune	180	Strillozzo	8
Merlo	158	Fagiano comune	7
Verzellino	132	Cuculo	7
Verdone	117	Pigliamosche	7
Capinera	109	Torcicollo	6
Cardellino	97	Usignolo di fiume	6
Tortora dal collare	72	Averla piccola	6
Usignolo	67	Cornacchia grigia	6
Cinciarella	54	Poiana	5
Balestruccio	53	Quaglia comune	5
Cinciallegra	42	Beccamoschino	5
Tortora selvatica	38	Luì bianco	5
Scricciolo	32	Picchio muratore	5
Codiroso comune	32	Upupa	4
Fringuello	28	Stiaccino	4
Rigogolo	18	Luì piccolo	4
Gazza	18	Ghiandaia	4
Codiroso spazzacamino	17	Ballerina gialla	3
Rondine	14	Gheppio	2
Codibugnolo	14	Gruccione	2
Zigolo nero	13	Tottavilla	2

Ballerina bianca	12	Sterpazzola	2
Pettiroso	12	Taccola	2
Saltimpalo	12	Garzetta	1
Passera mattugia	12	Picchio rosso maggiore	1
Picchio verde	10	Sterpazzolina	1
Canapino comune	10		

Tabella 6.9. - Elenco delle specie contattate nei punti che rientrano nel gruppo “urbanizzato denso”; viene riportato il numero totale di individui censiti.

specie	n. di individui	specie	n. di individui
Passera d'Italia	270	Codiroso comune	7
Storno	235	Cuculo	5
Rondine	118	Torcicollo	5
Usignolo	76	Ballerina bianca	5
Verzellino	72	Occhiocotto	5
Capinera	69	Fagiano comune	4
Cardellino	68	Sterpazzola	4
Merlo	60	Poiana	3
Rondone comune	59	Gheppio	3
Verdone	37	Canapino comune	3
Cinciallegra	30	Lui piccolo	3
Tortora selvatica	22	Quaglia comune	2
Fringuello	19	Tordela	2
Passera mattugia	16	Upupa	1
Balestruccio	15	Picchio verde	1
Zigolo nero	14	Picchio rosso maggiore	1
Scricciolo	13	Tottavilla	1
Saltimpalo	13	Calandro	1
Cinciarella	13	Ballerina gialla	1
Cornacchia grigia	13	Stiaccino	1
Gazza	12	Passero solitario	1
Tortora dal collare	11	Usignolo di fiume	1

specie	n. di individui	specie	n. di individui
Beccamoschino	10	Lù bianco	1
Rigogolo	10	Codibugnolo	1
Allodola	9	Picchio muratore	1
Pettiroso	9	Averla piccola	1
Codiroso spazzacamino	9	Fanello	1
Strillozzo	9		

Boschi

Tabella 6.10. - Elenco delle specie contattate nei punti che rientrano nel gruppo "boschi"; viene riportato il numero totale di individui censiti.

specie	n. di individui	specie	n. di individui
Merlo	87	Torcicollo	4
Capinera	86	Picchio verde	4
Cinciarella	50	Rondone comune	3
Fringuello	47	Upupa	3
Pettiroso	42	Sterpazzolina	3
Scricciolo	41	Cardellino	3
Usignolo	25	Fagiano comune	2
Tortora selvatica	23	Colombaccio	2
Verzellino	21	Rondine	2
Cinciallegra	20	Codiroso spazzacamino	2
Rigogolo	19	Codiroso comune	2
Lù piccolo	18	Canapino comune	2
Fiorrancino	14	Passera mattugia	2
Codibugnolo	12	Strillozzo	2
Cornacchia grigia	12	Poiana	1
Zigolo nero	11	Falco pellegrino	1
Lù bianco	9	Tottavilla	1
Tortora dal collare	8	Balestruccio	1
Picchio muratore	8	Ballerina gialla	1
Ghiandaia	8	Ballerina bianca	1

Cuculo	7	Passero solitario	1
Sterpazzola	6	Pigliamosche	1
Picchio rosso maggiore	5	Gazza	1
Occhiocotto	5	Passera d'Italia	1
Rampichino comune	5	Verdone	1
Storno	5		

Mosaici ambientali

Tabella 6.11. - Elenco delle specie contattate nei punti che rientrano nel gruppo “mosaici di bassa qualità ambientale; viene riportato il numero totale di individui censiti.

specie	n. di individui	specie	n. di individui
Rondone comune	138	Torcicollo	7
Capinera	71	Picchio verde	7
Storno	71	Codiroso comune	7
Usignolo	67	Cornacchia grigia	7
Merlo	49	Codibugnolo	6
Verzellino	48	Picchio muratore	6
Rondine	42	Ghiandaia	6
Scricciolo	40	Poiana	5
Tortora selvatica	39	Tordela	5
Passera d'Italia	36	Occhiocotto	5
Cinciallegra	34	Picchio rosso maggiore	4
Cardellino	30	Lui bianco	4
Cinciarella	29	Ballerina bianca	3
Fringuello	28	Rampichino comune	3
Zigolo nero	28	Averla piccola	3
Balestruccio	26	Taccola	3
Verdone	24	Gheppio	2
Rigogolo	21	Quaglia comune	2
Pettirosso	19	Colombaccio	2
Tortora dal collare	11	Codiroso spazzacamino	2

Cuculo	11	Beccamoschino	2
Saltimpalo	10	Strillozzo	2
Canapino comune	9	Gallinella d'acqua	1
Gazza	9	Upupa	1
Sterpazzolina	8	Picchio rosso minore	1
Sterpazzola	8	Tottavilla	1
Lui piccolo	8	Stiaccino	1
Fagiano comune	7	Usignolo di fiume	1

Tabella 6.12. - Elenco delle specie contattate nei punti che rientrano nel gruppo “mosaici di alta qualità ambientale”; viene riportato il numero totale di individui censiti.

specie	n. di individui	specie	n. di individui
Rondone comune	24	Gheppio	3
Usignolo	20	Quaglia comune	3
Verzellino	19	Tottavilla	3
Sterpazzola	18	Occhiocotto	3
Rondine	17	Torcicollo	2
Capinera	17	Balestruccio	2
Strillozzo	14	Canapino comune	2
Storno	13	Rigogolo	2
Saltimpalo	12	Cornacchia grigia	2
Merlo	9	Poiana	1
Passera d'Italia	9	Fagiano comune	1
Cardellino	9	Cuculo	1
Zigolo nero	8	Upupa	1
Fringuello	6	Picchio verde	1
Tortora selvatica	5	Scricciolo	1
Beccamoschino	5	Pettirosso	1
Sterpazzolina	5	Codirosso comune	1
Gazza	4	Stiaccino	1
Passera mattugia	4	Averla piccola	1
Verdone	4	Fanello	1

7. LA QUALITÀ FUNZIONALE DEGLI ECOSISTEMI

Gli impatti antropici sull'ambiente, da quello locale a quello d'area vasta, causano generalmente un calo della biodiversità che si riflette in un cambiamento funzionale delle specie presenti, sostituite da altri gruppi con caratteristiche diverse (McCollin et al., 2000; Grime et al., 2000). La riduzione del numero delle specie sensibili al processo di frammentazione che determina, ad esempio, la trasformazione del paesaggio (McIntyre e Hobbs 1999; Lindenmayer e Fischer 2006), può essere compensata dall'incremento di quelle specie legate ad habitat marginali, provocando un *turnover* di individui nelle patches residue che può avvenire in periodi di tempo relativamente lunghi e con una certa gradualità (Spellerberg e Sawyer, 1999). Inoltre, il processo di frammentazione ambientale induce una progressiva scomparsa di specie sensibili, sebbene che, popolazioni non vitali (cioè presenti con un ridotto numero di individui) possono comunque sopravvivere a lungo nei frammenti a causa della particolare longevità degli stessi, mostrando una risposta al processo per alcune generazioni dopo il suo avvio (effetto lag); oppure, la diminuita disponibilità di habitat propria delle fasi iniziali del processo di frammentazione, può temporaneamente indurre i frammenti residui ad assumere un ruolo di rifugio per alcune specie sensibili (effetto crowding) (Battisti 2004).

Tale *turnover* provoca una serie di effetti destabilizzanti soprattutto se agisce a livello funzionale come, ad esempio, sui livelli trofici. Se supponiamo che il numero delle specie corrisponde alla complessità delle loro interazioni, cioè al numero delle vie lungo le quali l'energia può attraversare una comunità (Ferrari 2001), l'alterazione della biodiversità, determinata da fattori diretti ed indiretti e indotta anche dalle trasformazioni del paesaggio, causa cambiamenti nella stabilità ecologica sistemica. Studi comparativi hanno cominciato a rivelare il peso con cui queste sostituzioni di elementi funzionali possono alterare proprietà dell'ecosistema come la produttività, la decomposizione, il ciclo dei nutrienti, la resistenza e la resilienza alle perturbazioni (MacGillivray et al., 1995; Grime et al., 1997; Elmqvist et al. 2003) per cui la biodiversità diventa fattore determinante i cambiamenti delle funzioni ecologiche.

Recenti studi hanno cercato di capire gli effetti della diversità sul funzionamento degli ecosistemi ai diversi livelli di scala, mettendo in luce relazioni positive in particolare tra biodiversità e produzione primaria (Costanza et al. 2007) e tra biodiversità e servizi ecosistemici (Kinzig et al., 2002). Gli aspetti funzionali degli elementi costituenti l'ecosistema emergono progressivamente in modo determinante dallo studio e diventa quindi conseguente collegare i servizi ecosistemici (della Natura) alla funzionalità dell'ecosistema (Norberg, 1999) e delle sue componenti. E' ormai conosciuto, al di là del dibattito in continua evoluzione (Costanza et al., 1998; 2007), che a scale spaziali e temporali più grandi è necessaria una maggiore biodiversità per fornire un flusso regolare di beni e servizi ecosistemici per cui la biodiversità diventa elemento chiave per raggiungere obiettivi di gestione economica, sociale ed ecologica di un territorio (Hooper et al., 2005).

Sulla base dell'analisi della comunità ornitica come elemento di valutazione della qualità ambientale dell'ecosistema e come indicatore sintetico della qualità degli ecosistemi in esso presenti, così come motivato anche nel Cap. 2, è stato possibile costruire una graduatoria di importanza basata sul valore conservazionistico delle specie ornitiche, per le singole tipologie ambientali individuate nella carta della vegetazione: il risultato della integrazione di tali informazioni è la mappa del valore conservazionistico ottenuta mediante interpolazione dei valori dell'Indice Faunistico cenotico medio (IFm) (Santolini e Pasini 2007).

Sulla base del dettaglio esecutivo e della completezza della legenda, piuttosto articolata, è stata utilizzata la mappa della vegetazione e quella relativa alle infrastrutture viarie (strade asfaltate) come base per tale analisi. Tali mappe infatti permettono di caratterizzare il sistema ambientale da un punto di vista strutturale e funzionale; queste informazioni sono state quindi integrate con quelle degli indicatori di tipo faunistico, in particolare gli Uccelli nidificanti, desunte dal lavoro originale.

Per poter apprezzare appieno il risultato ottenuto integrando il lavoro relativo all'analisi dell'ecomosaico e le risultanze legate all'analisi con indicatori ecologici attraverso la redazione della Carta della Qualità Ecosistemica, è necessario introdurre il concetto di frammentazione ecologica. Una tendenza del territorio indotta dall'uomo che porta alla progressiva distrofia ecosistemica, cioè alla perdita delle funzioni ecologiche ed alle alterazioni delle risorse primarie da cui dipende la qualità della vita dell'Uomo

7.1. La Frammentazione

Con l'espressione "frammentazione ambientale" (cfr Villard et al., 1999). si va generalmente ad indicare quel processo dinamico, frutto di interventi antropici, attraverso il quale un'area che mantiene funzioni ed equilibri strutturalmente naturali e di buona qualità, subisce una suddivisione in frammenti più o meno sconnessi tra loro e progressivamente più piccoli e isolati. Ne consegue una serie di alterazioni non solo della struttura del pattern paesistico, ma anche dei diversi processi a tutti i livelli di organizzazione ecologica. La Frammentazione è definibile quindi come un *Processo che genera una progressiva riduzione della grana del mosaico ambientale ed un aumento dell'isolamento degli elementi che lo costituiscono: la distrofia degli elementi (patches) del paesaggio nel tempo*. Vengono così a costituirsi frammenti non connessi e disarticolati che possono essere inseriti in una matrice più o meno omogenea, spesso non idonea o funzionale. Vale la pena ricordare che il processo di frammentazione degli ambienti naturali è ormai internazionalmente riconosciuto come la causa prima della perdita di biodiversità, insieme alla distruzione diretta degli habitat (IUCN 1980).

Da un punto di vista dinamico il processo di frammentazione può svilupparsi secondo le seguenti fasi desunte e modificate da Bennet (1999):

- Scomparsa/riduzione di superficie e modifica della forma di determinate tipologie ecosistemiche (patches);
- progressivo isolamento e riorganizzazione spaziale dei frammenti ambientali residui;
- aumento dell'effetto margine e diminuzione della core area (area interna della patch);
- incremento delle superfici di tipologie antropogeniche;
- perdita progressiva di funzioni ecologiche.

La sovrapposizione delle conseguenze dovute alla frammentazione con altri disturbi antropici perpetrati nel tempo, provocano effetti cumulativi sulle diverse popolazioni animali e vegetali che si riflettono sulla mobilità degli individui nonché sulla loro presenza, abbondanza e persistenza. Ciò determina delle importanti alterazioni degli equilibri a livello di comunità e conseguentemente di ecosistema (Villard et al., 1999; Soulé e Orians 2001) con riscontri negativi sulla funzionalità degli ecosistemi stessi. La mancanza di determinate specie forestali anche in presenza di vegetazione

forestale relitta evidenzia l'inadeguatezza funzionale dell'habitat rimasto per le specie e la ridotta o assente funzione complessiva della copertura su altre componenti dell'ecosistema come ad esempio la presenza di acqua che, al contario, si potrebbe mantenere con una copertura più strutturata. Infatti, le interazioni tra gli elementi dell'ecomosaico, caratterizzano la struttura del paesaggio e ne determinano i processi quali i flussi di energia, i cicli biogeochimici, la distribuzione e migrazione delle specie vegetali ed animali attraverso funzioni specifiche, proprie per ogni scala di riferimento. Spesso tali funzioni trasformano la struttura che incide sulle funzioni stesse causando una forte interdipendenza dove struttura e funzioni determinano i cambiamenti nel tempo del paesaggio e cioè la sua dinamica (Gibelli e Santolini 2002). Il riconoscimento dell'importanza che le unità ambientali del sistema paesistico assumono, è determinato quindi dal loro ruolo all'interno del sistema stesso, dipendente fortemente dalla scala di riferimento. Tale insieme di elementi concorrono a definire i fattori strutturanti e caratterizzanti il sistema ed a determinarne i caratteri propri del sistema paesistico.

Quando in un ecosistema omogeneo di buona qualità (es. foresta) vengono aperti, generalmente con un taglio a raso o per incendio, dei "chiari", si innesca un processo in cui viene progressivamente invertita l'importanza territoriale dell'elemento caratterizzante (la foresta) che si riduce in frammenti spesso piccoli ed in numero ridotto, circondati da una matrice non idonea (es. agricoltura intensiva). Al procedere dell'intromissione antropica, le dimensioni e l'importanza delle porzioni rimanenti diminuiscono perdono progressivamente funzioni ecologiche ed aumenta parallelamente la vulnerabilità del sistema in relazione alla banalizzazione degli elementi dell'ecomosaico.

Gli elementi di base del disegno del paesaggio sia antropico che naturale alle diverse scale spaziali includono macchie di varia grandezza (ad esempio a scala vasta: centri urbani e riserve o parchi naturali), corridoi di connessione tra le macchie (ad esempio fasce boscate o siepi), fasce di margine con funzione tampone rispetto alla matrice. Le connessioni che permettono di strutturare "a rete" il paesaggio, ne limitano la frammentazione e aumentano la funzionalità e la capacità portante del sistema stesso. Infatti, la potenzialità di sviluppare questa caratteristica si misura attraverso la connettività del paesaggio, la quale è fortemente correlata con la presenza dei corridoi, che collegano e strutturano il territorio. Infine, di estrema importanza riveste la "terza dimensione spaziale" e cioè la fisionomia strutturale della tessere spesso legata all'età o alla serie dinamica della vegetazione.

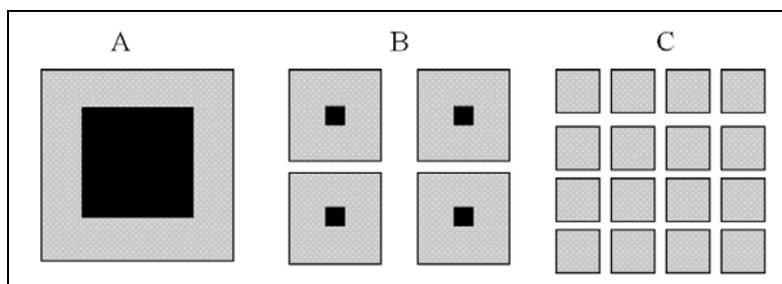


Figura 7.7. - Il diagramma mostra le relazioni tra l'area dell'intera macchia, e la quantità di habitat interno, non interessato dall'effetto margine: si noti come la frammentazione incide sulla disponibilità di habitat interno a parità di superficie disponibile e determina una progressiva diminuzione di biodiversità per mancanza di core area funzionale. (Da Soulè, 1991, modificato)

I margini e gli ecotoni hanno effetti molto importanti sulla struttura e sulle funzioni del mosaico ambientale (es. biodiversità) e il grado di frammentazione del mosaico influisce a sua volta sulla presenza dei margini in rapporto alla dimensione della core area e dell'area minima vitale delle diverse specie (Fig. 7.1.). Inoltre, la tessera del mosaico può assumere ulteriore importanza se essa è posta in relazione con la presenza, con il numero, con la forma delle altre tessere del mosaico ambientale in cui è inserita (Fig. 7.2.) e con i rapporti di continuità intrattenuti con esse e con i corridoi.

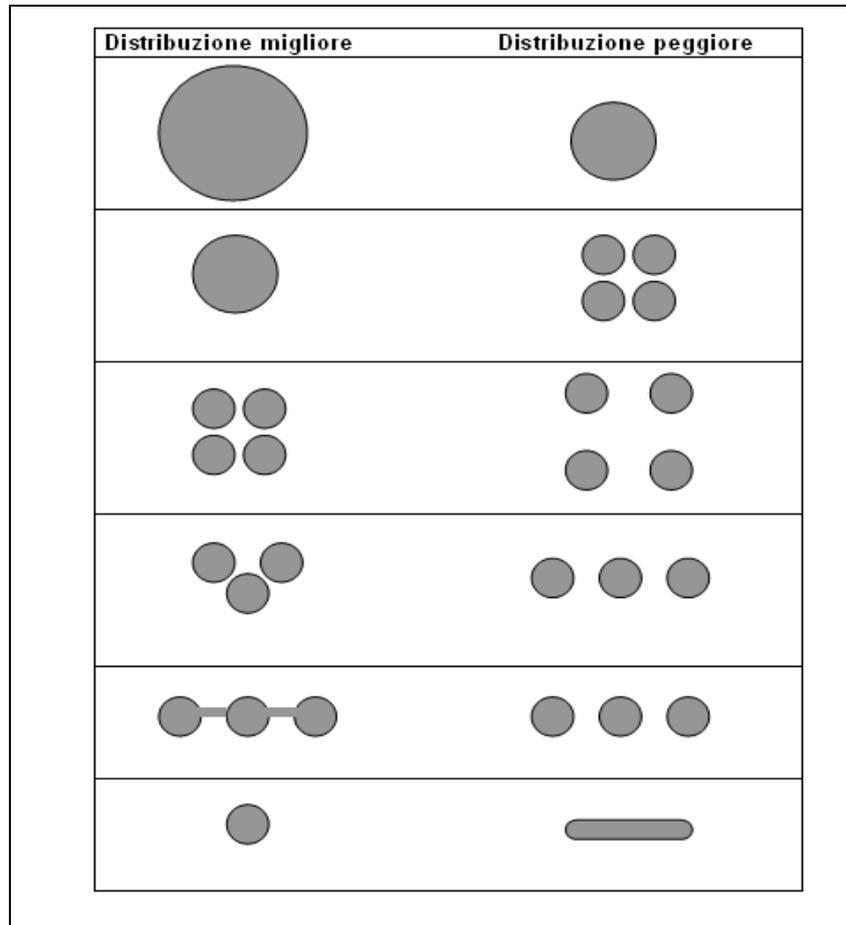


Figura 7.2. - Schemi indicativi per l'ottimizzazione della distribuzione delle macchie paesistiche: in genere le macchie tendenti al cerchio tendono a minimizzare la dispersione di energia, una macchia grande è piú efficace di tante piccole di medesima estensione totale, se non è possibile avere un'unica macchia grande, è necessario ridurre al minimo le distanze tra le macchie e connetterle, mantenendo configurazioni a gruppi, piuttosto che lineari. (Da Diamond, 1975, modificato)

7.2. Il modello di qualità eco sistemica su base ornitologica

Le proprietà degli ecosistemi quindi, dipendono fortemente dalla biodiversità sia in termini di caratteristiche funzionali dell'ecomosaico che relativo alle specie presenti nell'ecosistema e dalla loro distribuzione e abbondanza nello spazio e nel tempo (Hooper, et al. 2005). L'effetto integrato delle azioni delle specie con gli effetti del clima, della disponibilità delle risorse e dei regimi di disturbo, influenzano le proprietà degli ecosistemi, mentre le attività umane possono modificare questi fattori determinando disequilibri funzionali ulteriori. Queste considerazioni suggeriscono che

sia necessario un ampio pool di specie chiave e focali, per sostenere l'integrazione ed il funzionamento degli ecosistemi, soprattutto in paesaggi soggetti ad un progressivo incremento nell'intensità di utilizzo e di trasformazione d'uso del suolo, sebbene non sia ancora chiaro se questa dipendenza dalla diversità nasca dalla necessità di reclutamento di poche specie chiave all'interno dell'area di riferimento oppure sia dovuta alla necessità di un ricco assortimento di specie complementari all'interno di particolari ecosistemi (Loreau et al. 2001). Tuttavia, c'è consenso sul fatto che almeno un minimo numero di specie possa essere essenziale per determinare le condizioni di funzionamento dell'ecosistema (in condizioni stabilità) e che un maggior numero di specie sia probabilmente necessario per il mantenimento della stabilità dei processi degli ecosistemi in ambienti dinamici (Loreau et al. 2001). Infatti, il modello che meglio spiega la stabilità di un sistema ambientale dipende essenzialmente dal grado di sovrapposizione delle nicchie ecologiche cioè da come si sovrappongono i ruoli funzionali delle specie in relazione alla magnitudo (ampiezza ed intensità) del loro singolo ruolo ecologico (Peterson et al. 1998).

Molte specie possiedono una organizzazione spaziale specifica, fissata geneticamente dalla quale non è possibile trasgredire molto facilmente. All'interno di questi ambiti vengono contenute le aree di alimentazione, di riposo, di riproduzione. Il dominio vitale si adatta comunque alle condizioni locali e la superficie utilizzata da un individuo dipenderà dalla qualità dell'habitat, dalla disponibilità della risorsa trofica e dalla densità di popolazione. Le distanze d'azione specifiche delle diverse specie seguono un modello individuale di utilizzazione dello spazio e permettono però di valutare l'area minima vitale. Le interferenze determinate da infrastrutture lineari che frammentano le aree minime vitali e quindi gli habitat determinano una forte alterazione dei comportamenti e quindi un aumento di stress che implica anche alterazioni di tipo fisiologico. La costruzione di una strada ad esempio, interrompe la normale continuità di un ecotopo nonché le aree minime vitali delle diverse specie. Esse quindi sono costrette ad adattarsi ai nuovi confini modificando la distribuzione degli spostamenti ed il flusso genico all'interno della popolazione.

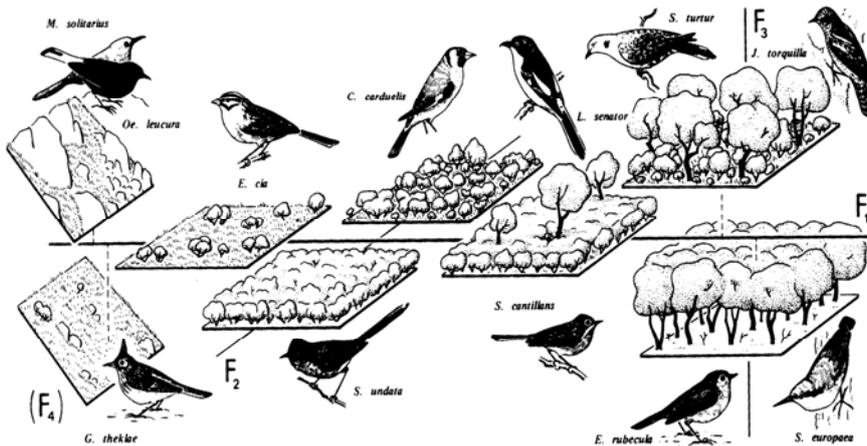
La somma degli effetti congiunti dei fattori quali la perdita di habitat, aumento della mortalità, disturbi generati dalle strada che si diffondono sull'ambiente circostante, effetto barriera e deviazione degli spostamenti ecc., determinano livelli progressivi di frammentazione che, come è già stato considerato nel capitolo precedente, è la separazione di habitat in aree più piccole ed isolate, a cui segue un'incrementata possibilità di estinzione locale dovuta al fatto che gli ambienti privi di animali e piante non vengono facilmente ricolonizzati. La presenza fisica della strada impedisce il movimento di animali tra aree diverse e, indirettamente, anche di piante. Le conseguenze sono la diminuita mobilità dagli animali, l'inaccessibilità di alcuni habitat e l'eccessivo isolamento di altri, che non vengono sfruttati poiché il dispendio energetico per raggiungerle ed i rischi di incidenti durante il percorso sono troppo elevati. E' noto del resto che gli ambienti più vasti e collegati sostengono più efficacemente la biodiversità rispetto a quelli frammentati e privi di collegamenti. Alcuni ricercatori hanno individuato delle soglie legate alla densità delle strade in cui valori superiori a 0,6 km/kmq vengono considerati un limite importante, oltre il quale, per molte specie, si innescano processi di rarefazione e declino (Dinetti, 2004).

In ragione di quanto appena affermato, si è optato per la scelta della comunità di Uccelli nidificanti. Infatti è noto il legame con la complessità della struttura arboreo arbustiva della vegetazione ed alla sua disposizione spaziale nel territorio cioè al suo equilibrio con le aree aperte.

Gli Uccelli sono tra gli organismi che meglio si prestano ad essere utilizzati come indicatori del grado di complessità o di degrado degli ecosistemi terrestri, essendo diffusi sul suolo, nella vegetazione e negli strati inferiori dell'atmosfera e mostrano una notevole sensibilità alle variazioni degli ambienti in cui vivono. Le relazioni fra la composizione e struttura delle comunità ornitiche e la struttura della vegetazione sono state indagate da numerosi autori che hanno individuato l'esistenza di correlazioni fra i caratteri della comunità ornitica e la complessità della vegetazione. Sul piano generale, la maggior parte degli autori recenti ha ritenuto di individuare nella diversità biotica un indice abbastanza valido della naturalità ambientale ed una condizione che influenza il livello di stabilità dell'ecosistema. Infatti, la maggior parte degli autori recenti ha ritenuto di individuare in alcuni parametri descrittivi della comunità un metodo valido per valutare la qualità ambientale e le influenze sulla stabilità dell'ecosistema. Di conseguenza, la scelta di questo modello offre la possibilità di ottenere una serie di valori confrontabili tra i diversi elementi caratterizzanti il paesaggio, per una valutazione delle condizioni attuali del sistema ambientale e quindi della sua reale qualità. L'elaborazione attraverso il metodo geostatistico integra la valutazione sulle cenosi con gli elementi degli ecosistemi presenti, spazialmente considerati in modo da definire degli ambiti delimitati da isolinee con il medesimo valore relativo al parametro considerato, che esprime di fatto una tendenza, mentre i valori dell'indice sottolineano i diversi livelli di criticità.

Tuttavia, per elaborare strategie di pianificazione che tengano presente la qualità degli ecosistemi e la loro funzionalità, occorre individuare la giusta dimensione di riferimento (scala) ed i livelli di organizzazione ecologica interessati in relazione agli obiettivi di pianificazione. E' vero anche che è la scala di paesaggio che si adatta a diversi processi ecologici funzionali alla pianificazione territoriale (Battisti 2004).

Sebbene sia stato sottolineato che la continuità a scala di paesaggio non sia garanzia di una



funzionalità ecologica complessiva del sistema per determinate specie e comunità (Boitani 2000), è altrettanto vero che l'approccio legato al concetto di **specie o comunità focali**, cioè l'entità in grado di rappresentare le esigenze di tutte le altre specie legate a un certo paesaggio

(Lambek 1997), assume un peso applicativo notevole.

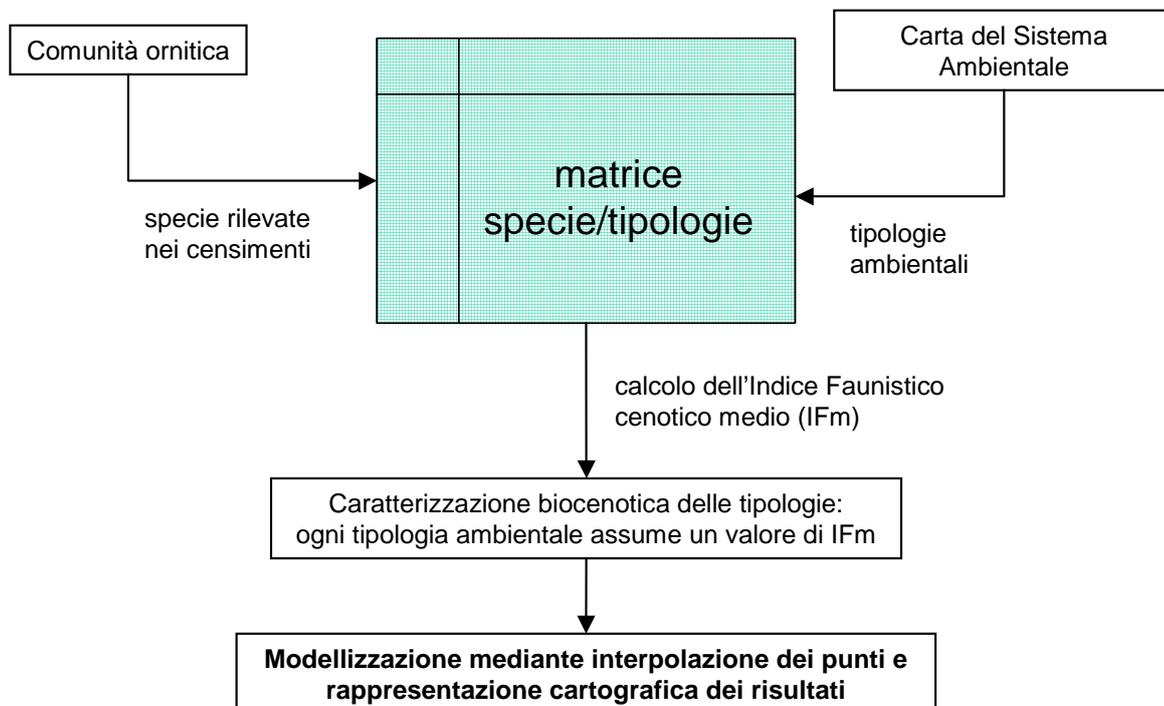
Tale concetto offre la possibilità di leggere quella parte di *neutral based landscape* (Farina 2004) elaborato attraverso l'*individual based landscape* in cui il paesaggio è il risultato della percezione dell'organismo, cioè l'oggetto assume una valenza specie-specifica portatrice di significato che viene poi riferita al concetto di specie focale. Inoltre se integriamo il paradigma della specie focale con quello di *eco-field* (Farina 2005) di una specie (elemento che lega il concetto funzionale ed evolutivo di nicchia con quello spaziale, portatore di significato in senso funzione-specifico), il concetto assume un peso applicativo notevole, offrendo la possibilità di leggere quella parte di

paesaggio neutrale relativo all'obiettivo di lavoro (sia esso valutazione, pianificazione ecc.) elaborato attraverso il paesaggio sì individuale, ma *focale*. Questo approccio permette di sbrogliare una parte degli involuppi di infinite reti monospecifiche in modo da raccogliere e ordinare dall'intricata e complessa matassa del sistema ambientale non un filo, ma una grossa corda formata da tanti fili regolarmente intrecciati (*focal community landscape*). Tale approccio, in ragione al ruolo essenziale che le comunità animali svolgono, induce ad usare tali specie anche come indicatori di integrità strutturale, funzionale e del grado di qualità ed omeostasi dei sistemi ambientali.

Da ciò emerge come le metodologie ecologiche correnti ed in particolare l'utilizzo di specie e comunità o guild focali, possano descrivere in modo efficace i processi che caratterizzano il contesto ambientale, legando i concetti funzionali e corologici attraverso modelli ad esempio geostatistici (Santolini e Pasini 2007).

In ragione di quanto affermato, si è optato per la scelta della comunità di Uccelli dal momento che queste specie sono legate sia alla complessità della struttura del sistema ecologico ed in particolare della vegetazione, sia alla disposizione spaziale delle tessere dell'ecomosaico, rispondendo cioè a molti dei requisiti propri della "specie" focale, utile quindi ad un uso diagnostico del paesaggio. La comunità di Uccelli è stata scelta come "gruppo focale" in quanto ritenuta idonea ad interpretare con efficacia tale complessità e ad analizzare al meglio l'idoneità degli elementi dell'ecomosaico come è stato evidenziato dalle elaborazioni relative alla comunità ornitica (Cap. 6).

La scelta dell'analisi mediante l'ornitofauna (Schema 7-1) offre la possibilità di ottenere una serie di valori confrontabili tra i diversi elementi caratterizzanti il paesaggio, per una valutazione delle condizioni attuali del sistema ambientale e quindi della sua reale qualità e funzionalità ecologica.



Schema 7-1

Partendo dal quadro faunistico della Repubblica di San Marino è stato calcolato l'Indice Faunistico cenotico medio (IFm) per ciascuna tipologia di vegetazione, basato sull'utilizzo degli Uccelli nidificanti come indicatori ecologici, in cui si considerano quali discriminanti:

- la presenza delle specie in ciascuna tipologia ambientale
- il valore conservazionistico di ciascuna specie, elaborato in base agli elenchi allegati a convenzioni e direttive nazionali ed europee.

7.3. Indice conservazionistico (IFm) e rappresentazione cartografica

L'integrazione dei dati faunistici con le tipologie della carta della vegetazione ha permesso di ricavare un indice sintetico quali-quantitativo relativo al rapporto tra numero di specie presenti in ogni tipologia e "tipo" di specie, quest'ultimo rappresentato dalla ricorrenza e dal punteggio della specie in ogni elenco di direttiva o convenzione in tema di protezione della fauna ornitica. I criteri con cui sono stati redatti gli elenchi delle varie normative comunitarie e nazionali, rispondono ai principi della conservazione delle specie. L'indice sintetico di valutazione, e conseguentemente gli ambienti a cui viene attribuito, concentra in sé i parametri quali la rarità, la complessità, la sensibilità, la fragilità la vulnerabilità ecc., poiché sono i parametri di selezione delle specie negli elenchi sopra citati. Il valore complessivo è un indice faunistico che sintetizza il valore ecologico delle tipologie vegetazionali in quanto formato dalle specie selezionate attraverso quei parametri e quindi componenti dell'indice stesso. Di conseguenza, l'Indice Faunistico cenotico medio riassume in sé, attraverso le sue componenti, numerosi parametri di qualità ambientale valutati faunisticamente, che si riflettono poi sulle tipologie vegetazionali.

Alle comunità ornitiche individuate viene quindi attribuito un valore (zoosociologico) sulla base di parametri descrittivi, definiti anche "criteri" (Usher, 1986), di tipo biologico e conservazionistico.

Tra i "criteri" biologici è stata adottata la ricchezza specifica (S), cioè il numero di specie componenti ogni cenosi (la tipologia indagata), che può esprimere differenti aspetti di maturità e stabilità dell'ecosistema (Margules et Usher, 1981) entrambi componenti concettuali della diversità.

Dal punto di vista conservazionistico e normativo sono state considerate le liste faunistiche proprie delle varie convenzioni comunitarie (UE, Berna, Bonn), la legge nazionale sulla protezione della fauna omeoterma (157/92 e successive modifiche ed integrazioni), la Species of European Conservation Concern (SPEC), lo stato di conservazione europeo (ETS) e la Lista rossa delle specie minacciate (redatta dal WWF).

L'esame di ciascuna norma, convenzione o lista conservazionistica ha permesso di convertire le indicazioni di tutela in una scala di punteggi.

Partendo dall'elenco delle specie di ogni tipologia ambientale vengono ricavati i valori (**SP**) per ogni parametro: il numero di specie presenti nella tipologia (parametro ricchezza), la somma dei punteggi per il parametro UE (Direttiva del Consiglio CEE del 2 aprile 1979, n. 409 concernente la conservazione degli uccelli selvatici), la somma dei punteggi per il parametro LN (Legge nazionale dell' 11 febbraio 1992, n. 157), e così via per le altre convenzioni o liste conservazionistiche.

Il "peso" (**Isp**) di ogni tipologia per un determinato parametro può quindi essere definito con un semplice rapporto tra il valore SP e il valore massimo calcolato per quel parametro sull'intera lista di uccelli presa in considerazione.

L'Indice Faunistico Cenotico medio (**IFm**) è ottenuto per ogni singola tipologia come media dei valori Isp dei singoli parametri; tale valore viene espresso generalmente normalizzandolo su di una scala di valori compresa tra 0 e 100, ponendo a 100 il valore di IFm più alto.

La rappresentazione cartografica del modello di idoneità faunistica si basa sul calcolo del valore sintetico dell'IFm per ogni singola cella derivata dalla sovrapposizione sulla mappa del Sistema Ambientale di una griglia a maglia quadrata (Fig. 7.3). In riferimento all'uso del gruppo degli Uccelli il passo della griglia scelto è stato di 200 metri. Successivamente i valori delle singole celle vengono interpolati per produrre la mappa finale.

In base ai dati bibliografici relativi all'influenza negativa delle infrastrutture viarie nei confronti delle specie animali, ed in particolare sulla fauna ornitica, intorno ad ogni strada asfaltata è stata creata una fascia, con profondità dal margine stradale di 30 metri (Figura). Per rendere conto all'interno del modello faunistico di questa influenza negativa, a tale area è stato attribuito un valore pari a quello delle infrastrutture (cioè zero), a prescindere dalla tipologia ambientale confinante con l'infrastruttura.

I dati della superficie percentuale occupata dalle varie tipologie derivati dall'intersezione tra mappa e griglia hanno permesso quindi il calcolo dell'IFm di sintesi per ogni cella (V_{cx} della Figura 7.3.). A ciascun quadrato della griglia (cella) è stato attribuito un valore pari alla sommatoria del prodotto del valore IFm di tutte le porzioni di tipologie vegetazionali presenti nella cella e la relativa superficie percentuale occupata all'interno della stessa, come mostrato in Figura .

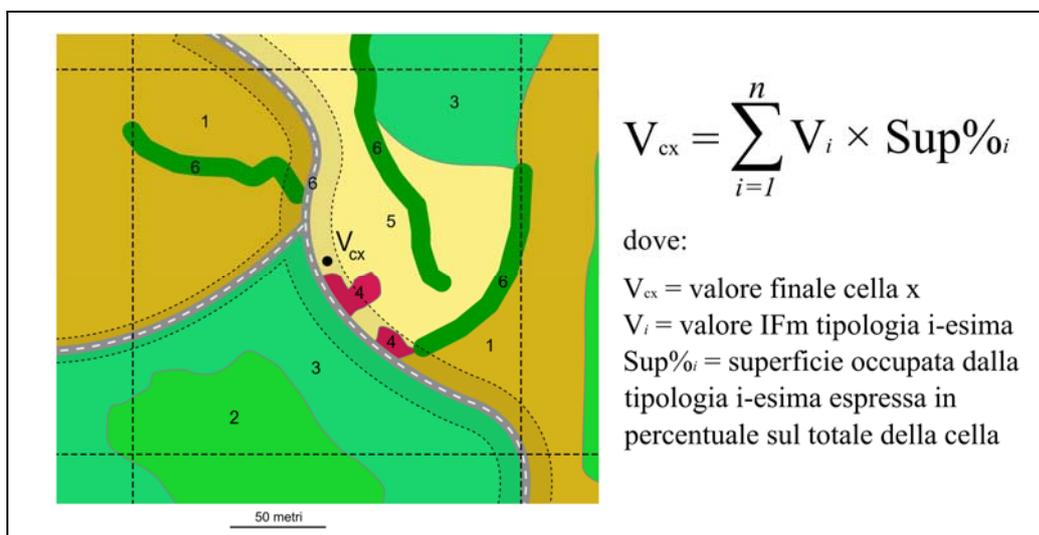


Figura 7.3. - calcolo del valore sintetico di IFm per una singola cella

Il valore complessivo della cella, quindi, può variare tra il valore minimo di IFm, nel caso di un quadrato occupato interamente dalla tipologia con IFm minimo, e il valore massimo di IFm, caso in cui la cella sia occupata interamente dalla tipologia con tale valore. La serie dei records relativi alle

coordinate del centroide della cella (x,y) e del valore di sintesi di IFm (z, V_{cx} nella Figura) è stata poi elaborata attraverso il modulo *s.surf.rst* del software GRASS che, partendo da dati vettoriali puntiformi e attraverso l'algoritmo *regularized spline with tension* (Mitasova e Mitas 1993), produce una mappa raster frutto dell'interpolazione tra i diversi punti. I parametri *tension* e *smooth* del modulo sono stati impostati rispettivamente ai valori 40 e 0.1, mentre la risoluzione del raster prodotto è stata impostata a 10 metri, in ragione della scala di stampa finale. Alla mappa così ottenuta è stata applicata una scala graduata di colori, compresa tra i valori minimo e massimo di IFm, per visualizzare in modo continuo le variazioni del valore di IFm nel territorio studiato.

Questo tipo di rappresentazione dei dati permette di individuare gli ambiti a diverso grado di idoneità faunistica che attraverso il processo di interpolazione si fondono in modo da evidenziare le tendenze verso potenzialità o criticità del sistema, funzionali al processo di disegno della rete ecologica.

7.4. Il modello di qualità ambientale

La mappa del modello permette di visualizzare chiaramente le aree a maggior grado di qualità ambientale, la loro distribuzione spaziale, il grado di frammentazione e la tendenza alla connessione, mettendo in risalto criticità e opportunità del territorio della Repubblica di San Marino.

In base al quadro sinottico delle specie presenti nelle diverse tipologie ambientali e con la metodologia descritta nei paragrafi precedenti, è stato effettuato il calcolo dell'IFm. I risultati ottenuti, normalizzati a 100 sono riportati nella Tab. 7.1. in modo da evidenziare i riferimenti utili alla valutazione nel modello geostatistico.

Tab. 7.1. - Valori dell'Indice Faunistico cenotico medio (IFm)		RICCHEZZA		VALORE CONSERVAZIONISTICO												IFm	IFm norm		
Codice	AMBIENTI	N specie=67		UE=5		LN=7		BE=168		BO=5		SPEC=57		ETS=111				LR=4	
		SP	I _{sp}	SP	I _{sp}	SP	I _{sp}	SP	I _{sp}	SP	I _{sp}	SP	I _{sp}	SP	I _{sp}	SP	I _{sp}		
1	Superfici artificiali	24	0,36	0	0,00	0	0,00	57	0,34	1	0,20	18	0,32	35	0,32	0	0,00	0,1911	28,4
2	Superfici agricole utilizzate	41	0,61	3	0,60	4	0,57	101	0,60	1	0,20	38	0,67	74	0,67	1	0,25	0,5210	77,4
2.2.1	Vigneti	11	0,16	0	0,00	0	0,00	20	0,12	0	0,00	7	0,12	12	0,11	0	0,00	0,0643	9,5
2.2.3	Oliveti	42	0,63	0	0,00	4	0,57	98	0,58	2	0,40	34	0,60	61	0,55	1	0,25	0,4472	66,4
3.1.1.1	Boschi a prevalenza di querce e altre latifoglie sempreverdi	46	0,69	1	0,20	6	0,86	115	0,68	4	0,80	36	0,63	66	0,59	3	0,75	0,6506	96,6
3.1.1.2	Boschi a prevalenza di querce caducifoglie	44	0,66	1	0,20	4	0,57	105	0,63	2	0,40	30	0,53	57	0,51	2	0,50	0,4991	74,1
3.1.1.6	Boschi a prevalenza di specie igrofile	38	0,57	0	0,00	4	0,57	96	0,57	2	0,40	25	0,44	45	0,41	1	0,25	0,4005	59,5
3.1.2	Boschi di conifere	20	0,30	0	0,00	2	0,29	51	0,30	1	0,20	16	0,28	24	0,22	1	0,25	0,2293	34,1
3.2.2	Cespuglieti e arbusteti	44	0,66	2	0,40	3	0,43	109	0,65	2	0,40	39	0,68	65	0,59	1	0,25	0,5067	75,2
3.2.3	Aree a vegetazione arbustiva e arborea in evoluzione	55	0,82	2	0,40	5	0,71	138	0,82	4	0,80	47	0,82	84	0,76	1	0,25	0,6735	100,0
3.3.3.1	Aree calanchive	24	0,36	1	0,20	1	0,14	61	0,36	2	0,40	25	0,44	43	0,39	0	0,00	0,2863	42,5
5.1.2	Corpi idrici	4	0,06	1	0,20	0	0,00	11	0,07	0	0,00	2	0,04	6	0,05	0	0,00	0,0518	7,7
5.1.1	Corsi d'acqua	11	0,16	1	0,20	0	0,00	30	0,18	1	0,20	6	0,11	15	0,14	0	0,00	0,1229	18,2

I gruppi individuati mediante sembrano riassumere in maniera efficiente le proprietà emergenti del territorio della Repubblica di San Marino, e di conseguenza rappresentano un'efficiente zonizzazione di base su cui andare a costruire una rete di stazioni per il monitoraggio della qualità ambientale che ha nell'avifauna un indicatore di estrema sensibilità.

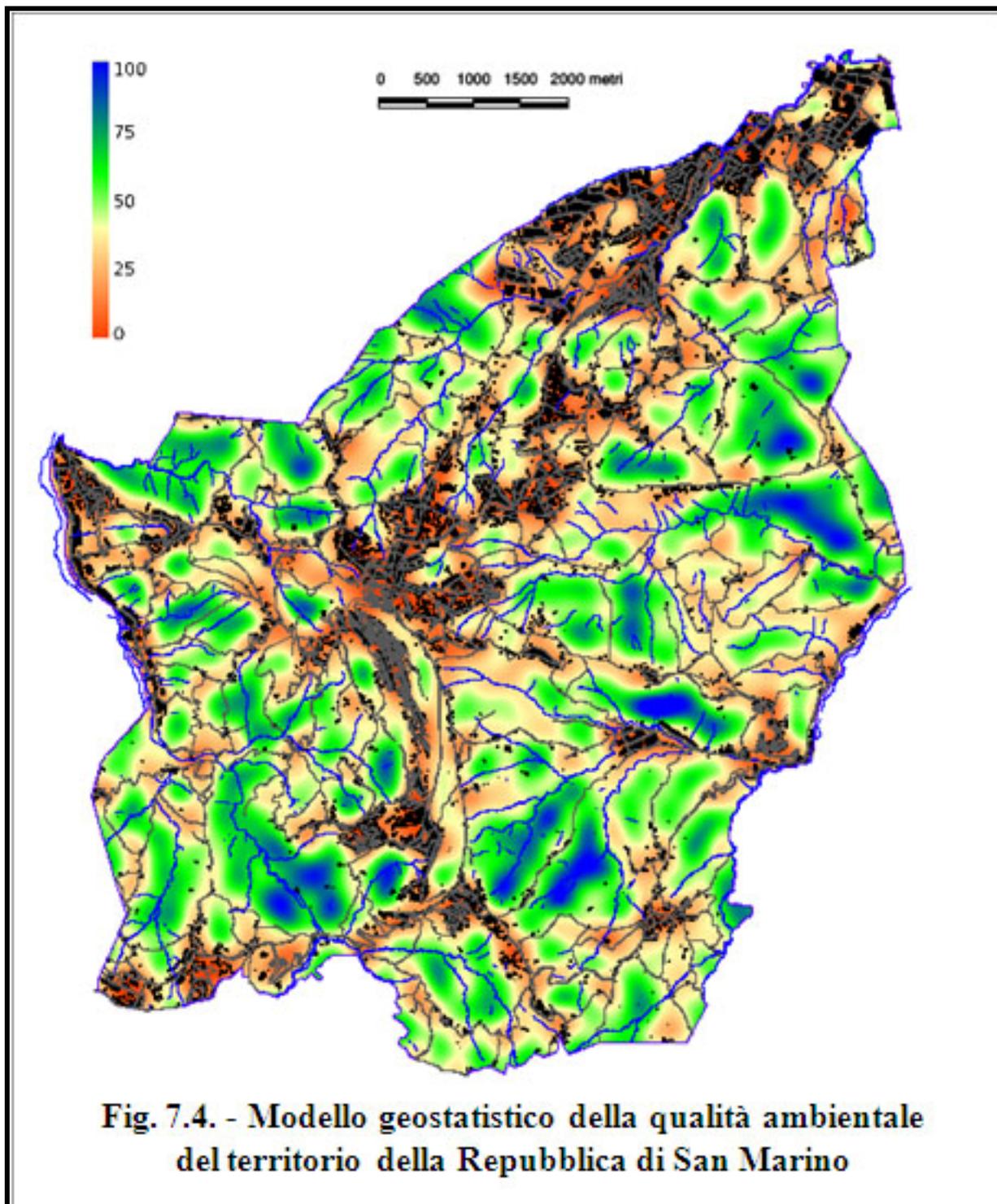
Per quanto riguarda la composizione e la struttura del popolamento ornitico nidificante emergono alcune considerazioni interessanti che, per semplicità e coerenza con la struttura della relazione, riassumiamo per tipologie ambientali:

- **ambienti antropizzati:** sono gli ambienti che ospitano il maggior numero di specie, tra cui alcune di elevato interesse per la conservazione. L'elevato numero di specie presenti sembra, almeno in parte, dovuto all'inurbamento di spazi naturali e seminaturali, condizione riscontrabile un po' ovunque nel territorio sanmarinese, caratterizzato da una elevato tasso di urbanizzazione.

Tuttavia i valori IFm risultano molto bassi per le aree urbanizzate poiché qui, non sono presenti specie di elevato valore conservazionistico. Inoltre, la Fig. 5.5. rende merito alla elevata frammentazione che il sistema urbano impone e può offrire anche una risposta all'elevato numero di specie, presumibilmente causato da una cosiddetta "deriva di comunità" in cui le specie si trovano inserite all'interno di contesti progressivamente sempre meno idonei ed ecologicamente affatto funzionali. I monitoraggi futuri mostreranno il fenomeno di progressiva rarefazione di molte delle specie più sensibili.

Diversa è invece la considerazione per quanto riguarda l'altra componente degli ambienti antropizzati: **le superfici agricole utilizzate**, che conservano, almeno in certe zone, caratteri propri dei sistemi estensivi; in queste zone si concentrano le poche segnalazioni di allodola, specie una volta molto più comune, e di calandro, oltre a numerose altre specie legate agli ambienti aperti. Sarebbe opportuno mantenere la vocazione agricola di queste zone, evitando di costruire nuove infrastrutture ed insediamenti. Esse presentano uno dei più elevati valori di IFm sottolineando la grande potenzialità residua che assumono le aree agricole rispetto alle funzioni ecologiche che possono ancora esprimere.

- **boschi**: nonostante occupino una superficie relativamente limitata caratterizzati dalle tipologie a querceto caducifoglie ed anche a latifoglie sempreverdi nonché a prevalenza di specie igrofile (18% del territorio complessivo, Fig. 5.1.), ospitano un popolamento ricco e diversificato, comprendente anche diverse specie legate a soprassuoli maturi e ben strutturati di grande interesse conservazionistico con valori di IFm decisamente medio alto. La gestione di questi ambienti, anche, a fini produttivi dovrebbe tenere conto di questa condizione di elevata ricchezza così come evidenziato dal quadro forestale presentato nel cap. 4. Tuttavia esistono formazioni con valori di IFm molto più basso che assumono un livello alto di artificializzazione
- **mosaici ambientali**: all'interno di questo gruppo troviamo due situazioni contrastanti, una di elevato valore ambientale, dove ancora sono presenti attività agricole e zootecniche, che ospitano un ricco e diversificato popolamento ornitico, con specie di elevato interesse. E' l'ambito in cui si sviluppano gli ecosistemi a più elevato valore di IFm dove l'eterogeneità ecosistemica si equilibra con dimensioni degli elementi dell'ecomosaico relativamente importanti in superficie e forma. L'altra tipologia è invece caratterizzata da fenomeni di abbandono e banalizzazione ambientale, dove le specie più esigenti risultano sostituite da quelle a più alta valenza ecologica, banali e ubiquitarie.
- **formazioni calanchive**: questi ambienti sembrano aver perso i loro elementi di specificità, quantomeno a livello ornitologico; alcune delle specie di maggior interesse, che proprio in questi ambienti trovavano condizioni idonee alla nidificazione o alla ricerca di prede, sono scomparsi o presenti con individui isolati. La perdita di funzioni ecologiche e la progressiva assimilazione ad habitat banali evidenziata da bassi valori di IFm, portano questi ambienti verso un aumento di vulnerabilità ecosistemica. Sarebbe opportuno identificare delle strategie di conservazione di questi ambienti, che prevedano, oltre al divieto di bonifica ed edificazione, l'attivazione di forme di gestione attiva come ad esempio l'utilizzo di bestiame al pascolo per il mantenimento dei caratteri vegetazionali originari.



Il modello geostatistico della qualità ambientale del territorio della Repubblica di San Marino (Fig. 7.4) evidenzia in modo chiaro alcuni aspetti legati alle dinamiche territoriali ed agli ecosistemi di funzionalità ecologica residua.

1. La frammentazione del paesaggio si evidenzia come fenomeno importante e fortemente correlata con l'elevato consumo di suolo (Fig. 5.5.) sebbene si mantengano aree in cui la dinamica di frammentazione è appena accennata e quindi limitabile nei suoi effetti trasformati l'efficienza ecosistemica;

2. Esistono ancora elementi territoriali che presentano una notevole relativa funzionalità ecosistemica legati in particolare al reticolo idrografico (Alto bacino del torrente San Marino) ed alle zone calancoidi a forte eterogeneità ecosistemica (es. Liscari, Pianacci) tipica dei mosaici ambientali;
3. Tutto il sistema forestale deve essere tutelato ed incentivato nel suo avviamento ad alto fusto in modo da contribuire ad incrementare le funzioni utili quali, ad esempio, essere serbatoio di carbonio in ottemperanza al Protocollo di Kyoto nonché la sua connettività con elementi a diverso livello di naturalità in modo da aumentare la capacità funzionale del sistema complessivo;
4. Sarebbe opportuno identificare delle strategie di conservazione dei calanchi, che prevedano, oltre al divieto di bonifica ed edificazione, l'attivazione di forme di gestione attiva come ad esempio l'utilizzo di un carico di bestiame al pascolo sostenibile, per il mantenimento dei caratteri vegetazionali originari e delle funzioni ecologiche integrate con una attività agricola di nicchia e sostenibile.
5. La Fig. 5.3. ed il modello di Fig. 7.4., mettono in evidenza gli elementi di naturalità che ci integrano fortemente con ambiti ad agricoltura diffusa che deve sviluppare sempre di più caratteristiche di qualità legate alla produzione con indirizzo biologico ed integrato in modo da mantenere quelle caratteristiche di eterogeneità del paesaggio che aumentano la qualità del sistema.

8. BIBLIOGRAFIA

APAT, 2005. *La realizzazione in Italia del progetto europeo Corine Land Cover 2000*. Rapporti, 36.

Agoglitta R., 2008. – Il popolamento a Coleotteri Scarabaeoidea degradatori della Sicilia e delle isole circumsiciliane. Biodiversità e Biogeografia. PhD Tesis (inedita).

Battisti C. 2004. Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica. Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche agricole, ambientali e Protezione civile, pp. 248.

Bennet A.F. 1999. Linkages in the landscape. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation - The IUCN Forest Conservation Program.

Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & Mustoe S.H. 2000. Bird census techniques. Second edition. Academic Press, London.

Blondel J., 1975 - L'analyse des peuplements d'oiseaux, elements d'un diagnostic écologique I. La methode des echantillonnages frequentiels progressifs (E.F.P.). *Terre et Vie* 29: 533-589.

Blondel J. & Aronson J. 1999. *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford University Press, Oxford, pp. 328.

Brambilla M., Tellini Florenzano G., Sorace A. & Guidali F., 2006. Geographical distribution of Subalpine Warbler *Sylvia cantillans* subspecies in mainland Italy. *Ibis* 148: 568-571.

- Burfield I. & Van Bommel F. (eds.), 2004. Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series, no. 12. BirdLife International, Cambridge.
- Campiani E., Corticelli S., Garberi M.L., Gavagni A., Guandalini B., 2006. *Uso del suolo 2003. Edizione Novembre 2006. Regione Emilia-Romagna*. Direzione Generale Organizzazione Sistemi Informativi e Telematica. Servizio Sistemi Informativi Geografici
- Casini L. e Gellini S. (a cura di) 2008. Atlante dei vertebrati tetrapodi della provincia di Rimini. Provincia di Rimini, pp. 512.
- Chao A., 1984. – Nonparametric estimation of the number of classes in a population. – *Scandinavian Journal of Statistics*, 11: 265-270.
- Chao A., Lee S.M., 1992. – Estimating the number of classes via sample coverage. – *Journal of the American Statistical Association*, 87: 210-217.
- Colwell R.K., 2005. – EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. – Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Connecticut, U.S.A. Accessibile su internet: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>.
- Colwell R.K., Coddington J.A., 1994. – Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. – *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*, 345: 101-118.
- Corazza M., Diani L., Magalotti M. & Magnani S. 2008. Carta fisionomico-strutturale della vegetazione della Repubblica di san Marino (scala 1:10.000). Relazione tecnica. Repubblica di San Marino.
- Costanza R., Fisher B., Mulder K., Liu S. e Christopher T., 2007. Biodiversity and ecosystem services: A multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production. *Ecological Economics* 61 (2007): 478-491.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., van den Belt M., 1998. The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. *Ecological Economics* 25: 67–72.
- Debinski D.M. e Holt R.D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conserv. Biol.*, 14: 342-355.
- De Graaf R.M. 1977 - The importance of birds in ecosystems. Nongame Bird Habitat Management in Coniferous Forests of the Western United States, USDA Forest Service, Gen. Tech. Rep. PNW - 64, pp5-11, Portland.
- Diamond, J., 1975, The Island dilemma: lessons of modern biogeography for the design of natural preserves, *Biological Conservation*, 7:129-46.
- Dufrène M. e Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- Farina A. 2001. *Ecologia del paesaggio. Principi, metodi e applicazioni*. UTET, Torino, pp. 673.
- Farina A. 2004. *Verso una scienza del paesaggio*. Alberto Perdisa Editore, pp. 236.
- Farina A. 2005. The Eco-Field Hypothesis: Toward a Cognitive Landscape. *Landscape Ecology*.
- Ferrari C., 2001. *Biodiversità. Dall'analisi alla gestione*. Zanichelli

- Ferrari et al., 2008. Evaluating landscape quality with vegetation naturalness maps: an index and some inferences. *Applied Vegetation Science* 11: 243-250
- Forman R.T.T. 1995. *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, pp.632.
- Fornasari L., De Carli E., Brambilla S., Buvoli L, Maritan E. & Mingozzi T. 2002. Distribuzione dell'avifauna nidificante in Italia: primo bollettino del progetto di monitoraggio MITO2000. *Avocetta* 26 (2): 59-115.
- Gibbons D.W. 2000. Development of pan-European breeding bird monitoring. *The Ring*, 22 (2): 25-33.
- Gibelli M.G. (a cura di) 2003. *Il paesaggio delle frange urbane*. Quaderni del Piano Territoriale n. 19. Provincia di Milano. Franco Angeli Editore, Milano, pp. 217.
- Gibelli M.G., Santolini R. 2005. *Rete ecologica e unità di paesaggio*. Piano Territoriale di Coordinamento Provinciale, allegato. Provincia di Treviso.
- Gibelli M.G. 2007. I processi di trasformazione nella gestione del mosaico paesistico-rurale. Atti del convegno Internazionale Interdisciplinare Volontà, libertà e necessità nella creazione del mosaico paesistico-culturale. Udine 25-26 ottobre 2007.
- Gibelli M. G. e Santolini R., 2002. *Il Paesaggio*. In Gibelli e Santolini (red.), *Siep-Iale 1990-2000*, 10 anni di ecologia del paesaggio in Italia: ricerca, scopi, ruoli. Siep- Iale, Milano, pp 13-17.
- Gorman G 2004. *Woodpeckers of Europe. A study of the european picidae*. D & N Publishing, Hungerford, Berkshire (UK).
- Gregory R.D., van Strien A., Vorisek P., Meyling A.W.G., Noble D.G., Foppen R.P.B. & Gibbons D.W. 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical transactions of the Royal Society* 360: 269-288.
- Hector, A. e Bagchi, R., «Biodiversity and ecosystem multifunctionality», *Nature*, n. 448, 2007, pagg. 188-191.
- Hilty J. & Merenlender A. 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation* 92: 185-197.
- Hooper, D. U., E. S. Chapin, III, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer, and D. A. Wardle. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75:3-35.
- Kinzig A. P., Pacala S. W., Tilman D. 2002. *The Functional Consequences of Biodiversity: Empirical Progress and Theoretical Extensions*. Monographs in population biology n.33, Princeton University Press 365 pagine
- IUCN 1980. *The world conservation strategy*. IUCN, UNEP, WWF, Gland.
- Lambek R. J. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation biology* 11:849-856

- Loreau, M. et al. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294, 804–808
- McAleece, N., P.J.D. Lamshead & G.L.J. Paterson, 1997. *BioDiversity Pro*. The Natural History Museum, London. Accessibile su internet: <http://www.sams.ac.uk/research/software>.
- Mace G.M., Baillie J.E.M., Beissinger S.R. & Redford K.H. 2001. Assessment and management of species at risk. In: Soulé M.E. & Orians G.H. (eds.). *Conservation Biology. Research priorities for the next decade*. Society for Conservation Biology, Island press: 11-29.
- Makhzoumi J. & Pungetti G. 1999. *Ecological Landscape: design and planning. The Mediterranean context*. Spon-Routledge, London.
- Marchant J.H., Hudson R., Carter P.S. & Whittington P. 1990. *Population trends in British breeding birds*. British Trust for Ornithology, Nature Conservancy Council. Tring.
- McCune B. e Grace J.B. 2002. *Analysis of ecological communities*. Gleneden Beach, Oregon.
- Mitasova H. and Mitas L. 1993: Interpolation by Regularized Spline with Tension: I. Theory and Implementation, *Mathematical Geology* 25, 641-655.
- Mikusinski G, Gromadzki M & Chylarecki P 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation Biology* 15: 208-217.
- Moreno C.E., 2006. – La vita e i suoi numeri. Metodi di misura della biodiversità. – Bonanno ed., 96 pp.
- Morri E., 2008. *Analisi diacronica delle trasformazioni del paesaggio del Comune di Rimini (1955-1976-2003)*. Tesi di Laurea, Università di Bologna, Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali.
- Norberg J. 1999. Linking Nature's services to ecosystems: some general ecological. *Ecological Economics* 29 (1999) 183–202
- Ragni B., Armentano L., Inverni A., Magrini M. & Mariani L. 1988. Esperienze di censimento dell'Aquila reale (*Aquila chrysaetos* L.) con il metodo naturalistico. In Pandolfi M. & Frugis S. (eds.). *Atti del I° Seminario Italiano sui censimenti faunistici. Metodi e applicabilità alla gestione territoriale*, Urbino 21-22 set 1982. Ist. Sc. Morf. Urbino, reg. Marche, prov. PS, CISO: 243-245.
- Santolini R., 2003. Le reti ecologiche: un'opportunità per l'incremento della qualità ambientale del territorio. *Atti della II Conferenza Nazionale delle Aree Protette*, Vol. III:55-62, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e Regione Piemonte, Torino.
- Santolini R. e Pasini G., 2007. Applicazione di un modello geostatistico per la valutazione del sistema ambientale. In (Battisti C., Romano B. eds) *Frammentazione e Connettività*. Pp 257-261, CittàStudi, UTET.
- Shannon, C. E., and W. Weaver, 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana/Chicago, IL..
- Soulé M.E. 1991. Theory and strategies, in Hudson W.E. (ed.), *Landscape linkages and biodiversity*, Island press.

- Soulè M.E. e Orians G.H. 2001. Conservation Biology. Research priorità for the next decade. Society for Conservation Biology. Island press.
- Suzzi Valli A. 1993. Repubblica di San Marino. Ambiente e aree tutelate. Dicastero al Territorio e Ambiente. Repubblica di San Marino. Aiep Editore, Repubblica di San Marino, pp. 211.
- Suzzi Valli A., Cecchetti A. e Casali S., 2001. Presenza degli uccelli rapaci nella Repubblica di San Marino. In: Cesarini F. (a cura di). Atti del Convegno "Studio e attività di conservazione dei rapaci in Italia". Miratoio di Pennabilli (PU), 5 giugno 1999. Ente Parco Naturale Regionale del Sasso Simone e Simoncello, pp. 21-24.
- Suzzi Valli A., Casali S., Santi D. e Busignani G. (Eds), 2008. Scritti, Studi e Ricerche di storia naturale della Repubblica di San Marino. Vol. I (1997-2007). Centro Naturalistico sammarinese, Borgo Maggiore - Repubblica di San Marino, pp 671.
- Tellini Florenzano G., Campedelli T., Fulgheri Dessì F., Londi G. & Mini L. 2007. L'influenza antropica è sempre in conflitto con la biodiversità? un caso di studio nel paesaggio toscano. *Agribusiness Paesaggio e Ambiente* 10 (1): 23-29.
- Uliczka H. & Angelstam P. 2000. Assessing conservation values of forest stands based on specialized lichens and birds. *Biological Conservation* 95: 343-351.
- Wilson A.M. e Fuller R.J. 2001. Bird population and environmental change. BTO Research Report No. 263. British Trust for Ornithology, The Nunnery, Thetford, Norfolk.
- Zapparoli M., 2002. Insetti ed altri artropodi negli ecosistemi urbani europei: significato e riflessioni su alcuni aspetti faunistici e ecologici atti Convegni Lincei, 182: 201-220.
- UNEP 1992 – Convention on biological diversity. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenia.
- Usher, M.B. 1986. Wildlife conservation Evaluation. Chapman and Hall, London.
- Villard M., Trzcinski M.K., Merriam G., 1999. Fragmentation effects on forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain. *Biodiversity and Conservation*.