

Natura 2000 e paesaggio euganeo

Habitat sotto la lente

Tommaso Sitzia

Thomas Campagnaro Alan Crivellaro Alessandra Di Nardo
Paolo Fontana Simone Iacopino Roberto Rizzieri Masin
Bruno Michielon Paolo Paolucci Marco Perfetti Carlo Piazza
Thomas Quetri Andrea Rizzi Flora Giulia Simonelli

cleup

Citazione consigliata:

Sitzia T., Campagnaro T., Crivellaro A., Di Nardo A., Fontana P., Iacopino S., Masin R.R., Michielon B., Paolucci P., Perfetti M., Piazzi C., Quetri T., Rizzi A., Simonelli F.G. (2018) Natura 2000 e paesaggio euganeo. Habitat sotto la lente. CLEUP, Padova.

Tommaso Sitzia ha coordinato la ricerca, collaborato ai rilievi sul campo, impostato e revisionato la struttura e il testo di tutto il volume, dedicandosi alla prima stesura dei § 1 e 3. Thomas Campagnaro, con Andrea Rizzi, ha svolto i rilevamenti boschivi, curando la prima stesura del § 5. Alan Crivellaro e Alessandra Di Nardo, con Bruno Michielon, hanno condotto le ricerche sul campo e le analisi di laboratorio per la prima stesura del § 4. Paolo Fontana ha coordinato le ricerche sulle cavallette e ha curato la prima stesura del § 2.4. Simone Iacopino e Carlo Piazzi hanno condotto le ricerche sul campo delle cavallette e delle farfalle, curando la prima stesura di parte del § 3. Roberto Rizzieri Masin ha condotto i rilevamenti della flora vascolare, curando la prima stesura dei § 2.1 e 2.2. Paolo Paolucci ha coordinato le ricerche sulle farfalle e ha curato la prima stesura del § 2.3. Marco Perfetti ha collaborato ai rilievi sul campo e curato parte del § 3. Thomas Quetri ha curato il § 6. Flora Giulia Simonelli ha collaborato ai rilevamenti boschivi e alla stesura del § 5.

Gli autori ringraziano Caterina Compagni e Luca Vigato che hanno collaborato ai rilevamenti sul campo; Laura Casella, Giulia Corradini, Cesare Lasen, Enrico Marcolin, Lorenzo Marini, Mario Pividori, Mariadele Santagata, Stefano Tasinazzo e Giorgio Ziron per i suggerimenti ricevuti e l'assistenza tecnica.

Coordinamento amministrativo: Michele Gallo e Renato Rosa

Grafica di copertina: Serena Cesca.

Prima edizione: dicembre 2018

DOI link <https://doi.org/10.23737/Natura2000epaesaggioeuganeo>

URL http://www.cleup.it/natura_2000_paesaggio_euganeo.html

ISBN 978 88 5495 028 3

CLEUP sc "Coop. Libreria Editrice Università di Padova"

via G. Belzoni 118/3 – Padova (tel. 049/8753496)

www.cleup.it - www.facebook.com/cleup

© 2018 Parco Regionale dei Colli Euganei e Università degli Studi di Padova



Quest'opera è pubblicata con licenza Creative Commons Attribuzione 4.0 Internazionale (la riproduzione di parti dell'opera è consentita, purché sia citata la fonte)

Pubblicazione realizzata con il contributo di:



Indice

Presentazione	9
Prefazione	11
1. La Direttiva Habitat	
1.1 Il significato europeo di “conservazione”	15
1.1.1 Misure di conservazione	16
1.1.2 La definizione di “habitat”	17
1.1.3 Stato e grado di conservazione	17
1.1.4 Valore favorevole di riferimento	20
1.1.5 Specie tipiche e specie caratteristiche	22
1.2 L’attuazione della Direttiva Habitat nei Colli Euganei	23
2. Il quadro ecologico dei vegri, i prati aridi euganei	
2.1 Origine dei vegri	25
2.2 La flora e la vegetazione del vegro	28
2.2.1 La flora	28
2.2.2 La vegetazione	31
2.2.3 Le specie caratteristiche e le specie tipiche dell’habitat 6210	33
2.2.4 Le successioni vegetali	35
2.3 Le farfalle	36
2.3.1 Introduzione	36
2.3.2 Esperidi	38
2.3.3 Papilionidi	39
2.3.4 Pieridi	39
2.3.5 Licenidi	41
2.3.6 Ninfalidi	44
2.3.7 Il genere <i>Zygaena</i>	48
2.4 Le cavallette	49
2.4.1 Introduzione	49
2.4.2 Caratteristiche delle comunità di cavallette dei vegri	51
2.4.3 Cavallette tipiche dei vegri	52

3. Il rilevamento dei vegri

3.1	L'ecologia del paesaggio	57
3.1.1	La struttura del paesaggio	57
3.1.2	Le metriche di paesaggio	59
3.1.3	L'effetto chiave della superficie	61
3.1.4	Il concetto di habitat nidificato e la questione SLOSS	61
3.1.5	Piante come bioindicatori	64
3.2	Il piano di campionamento	65
3.3	Raccolta dei dati	68
3.3.1	Attualità e storia della distribuzione dei vegri	68
3.3.2	Analisi delle pressioni territoriali	68
3.3.3	Valutazione della copertura arborea ed arbustiva	69
3.3.4	Flora vascolare: "erborando" nei vegri	70
3.3.5	Farfalle	71
3.3.6	Cavallette	72
3.4	Le pressioni territoriali e la geografia dei vegri	73
3.4.1	Geometria attuale e storica del campione	73
3.4.2	Pressioni territoriali attuali e storiche	75
3.5	Le analisi	77
3.5.1	Diversità α e diversità β	77
3.5.2	Medie, indici di posizione, tabelle e grafici	77
3.5.3	Correlazione e regressione lineare	79
3.5.4	Il livello di significatività	80
3.6	La flora	80
3.6.1	Confronto tra erborazione totale ed erborazione per quadrati	80
3.6.2	Frequenza dei valori di bioindicazione e delle forme biologiche	81
3.6.3	Composizione	83
3.6.4	Ricchezza di specie	83
3.6.5	Relazioni specie-area	85
3.6.6	Nidificazione delle specie vascolari caratteristiche	86
3.6.7	Relazioni tra paesaggio e biodiversità della flora	86
3.6.8	Valori di bioindicazione	88
3.6.9	Copertura arbustiva	89
3.7	Farfalle e cavallette	90
3.7.1	Composizione delle comunità di farfalle	90
3.7.2	Composizione delle comunità di cavallette	92
3.7.3	Relazioni con la geometria e la distribuzione dei vegri	93
3.7.4	Relazioni con la diversità β	94
3.7.5	Relazioni con la copertura arbustiva	95
3.7.6	Relazioni con i valori di bioindicazione	96

3.8	La gestione dei vegri	96
3.8.1	Il pascolo	97
3.8.2	Lo sfalcio	99
3.8.3	La gestione degli arbusti	100
3.8.4	Il controllo delle specie invasive	102
3.8.5	Protezione	103
3.8.6	Zoocenosi dei vegri	103
3.9	La valutazione dei vegri	104
4.	L'artemisia bianca: una specie tipica dell'habitat 6210	
4.1	I caratteri dell'artemisia bianca	107
4.1.1	Caratteri biologici ed ecologici	107
4.1.2	Il valore di artemisia bianca come indicatore	109
4.2	Cosa è stato rilevato	110
4.3	Risultati del rilevamento	111
4.3.1	Struttura delle età	111
4.3.2	Caratteri morfo-funzionali delle popolazioni	112
4.3.3	Relazione tra i caratteri dell'artemisia e i caratteri del vegro	113
4.4	L'artemisia bianca come specie tipica dell'habitat 6210	114
5.	Approfondire la conoscenza sui castagneti e i robinieti euganei	
5.1	Importanza e distribuzione dei castagneti e dei robinieti euganei	117
5.2	Confrontare boschi	120
5.2.1	Un metodo per osservare differenze tra robinieti e castagneti	120
5.2.2	Cosa e come osservare	120
5.3	I confronti	124
5.3.1	Confrontare la flora vascolare	124
5.3.2	La necromassa: un indicatore di biodiversità	126
5.4	Gestione e conservazione dell'habitat 9260	128
5.4.1	Stato e grado di conservazione dell'habitat 9260	128
5.4.2	Gestione dei castagneti e dei robinieti	129
6.	Il modello digitale delle chiome e la gestione degli habitat forestali	
6.1	Introduzione	133
6.1.1	Il LiDAR	133
6.1.2	Classificazione della copertura del suolo	134
6.2	Applicazioni del LiDAR alle foreste	135
6.2.1	Approccio basato sull'albero	136
6.2.2	Approccio basato sull'area	136
6.3	Il LiDAR applicato allo studio della biodiversità	137

6.4 Il metodo applicato sugli Euganei	138
6.4.1 Classificazione della copertura del suolo	138
6.4.2 Il LiDAR utilizzato	140
6.4.3 Estrazione del modello digitale delle chiome	140
6.4.4 Estrapolazione delle altezze	141
6.4.5 Analisi strutturale degli habitat boschivi e biodiversità	143
6.5 I risultati dell'elaborazione	143
6.5.1 La distribuzione orizzontale delle chiome	146
6.5.2 Analisi della struttura verticale	151
 Bibliografia	 155
 Note sugli autori	 167

Presentazione

Natura 2000, la rete di aree protette cui la Direttiva Habitat ha dato avvio nel 1992, ha rappresentato per l'Europa una novità di assoluto rilievo, da molti ritenuta unica nel panorama delle iniziative di tutela della natura nel nostro pianeta. La Regione del Veneto, come molti altri enti territoriali che ne sono competenti, è da diversi anni impegnata nell'attuazione della Direttiva Habitat sul suo territorio. Buona parte dei progressi compiuti dipende dalla disponibilità di informazioni, scientificamente valide, sullo stato di conservazione delle specie e degli habitat, da monitorare utilizzando le tecniche di rilevamento e restituzione più aggiornate possibile. Senza trascurare la raccolta dei dati "sul campo", il coinvolgimento dei portatori di interesse e i rapporti con i competenti apparati amministrativi statali e la Commissione Europea. Non è un lavoro facile. I ritardi sulla tabella di marcia fissata dalla Direttiva stessa non sono una buona scusa per non investire nel "lungo periodo": quello sulla base del quale i nostri posteri giudicheranno la validità delle scelte compiute dagli Stati Membri; e giustificheranno i vincoli che la rete Natura 2000 impone allo sviluppo, per far sì che esso sia "sostenibile", aggettivo dal significato ambiguo, ma ben spiegato dall'art. 3 del nostro Codice dell'Ambiente. Così come è spiegata dalla Direttiva Habitat, nel suo art. 18, l'importanza di promuovere la ricerca e le attività scientifiche necessarie ai fini del perseguimento degli obiettivi di conservazione della rete Natura 2000. Il presente volume ne vuole dare piena attuazione. Non è il primo di questo genere, perché si inserisce in una tradizione che ha visto la Regione del Veneto promuovere numerose opere, scritte o curate da autorevoli ricercatori. Questa volta il libro è stato curato dal Dipartimento TESAF dell'Università di Padova, con il contributo di diversi ricercatori guidati da Tommaso Sitzia: solo dal confronto con diverse discipline può nascere la solidità della "rete" nel lungo periodo. Agli Autori va il caloroso riconoscimento e la riconoscenza della Regione e l'augurio che a questa opera ne seguano altre, di pari valore. Del lavoro ho molto apprezzato lo sforzo di affrontare fin dalle basi la rete Natura 2000, senza dare per scontato il significato di definizioni e concetti, talora ammantati di un sottile velo di incertezza semantica, che qualche volta ha generato ingiustificati conflitti. È tempo che questo velo venga sollevato e che dei conflitti

si faccia tesoro perché vengano capiti e spiegati, con metodo scientifico. Invito quindi tutti ad aprire le pagine del libro, perché si facciano attori, oltre che spettatori, della bellezza di Natura 2000. Ne vedranno gli aspetti più vistosi: i paesaggi dei prati aridi e dei castagneti, costruiti da secoli di convivenza tra l'uomo e la natura, e quelli più nuovi, della robinia, l'ormai "nostra" *gazia*, ma introdotta in Europa solo nel Seicento. Grazie alle lenti di ingrandimento degli Autori, scopriranno tante specie di piante, farfalle e cavallette, che popolano le colline, i boschi e gli ambienti coltivati di un laboratorio di 15 km × 18 km, alla cui porta si legge: "Parco Regionale dei Colli Euganei". Uno dei fiori all'occhiello delle aree protette venete, al cui personale va il più vicino plauso, per aver fatto sbocciare questo nuovo fiore.

Mauro Giovanni Viti

Direttore della Direzione Turismo
e dell'Unità Organizzativa Strategia Regionale
della Biodiversità e dei Parchi della Regione del Veneto

Prefazione

I Colli Euganei rappresentano un emblema di resilienza e un'anomalia vegetazionale nello scenario padano. Retaggio di periodi climatici passati, costituiscono un'anticipazione latitudinale del Mediterraneo nella valle padana. La complessità topografica e geologica locale ha infatti determinato microclimi favorevoli alla persistenza di isole di vegetazione termofila, che hanno resistito alla pressione che il periodo glaciale ha esercitato sulla compagine vegetazionale locale, portando alla scomparsa altrove dei rappresentanti vegetali caratteristici di temperature più elevate.

La storia climatica del luogo, unita alla trasformazione del paesaggio indotta dalle attività umane, ha consentito quindi l'accantonamento di specie dalle esigenze ecologiche molto diversificate, ampliando il contenuto di biodiversità locale e costituendo un campo di ricerca ottimale per studiare i meccanismi di trasformazione e adattamento degli organismi ai cambiamenti climatici e di uso del suolo. La coesistenza di prati aridi e castagneti in un territorio di dimensioni contenute costituisce un'eccezionalità biogeografica di estremo interesse scientifico, che gli Autori del presente volume hanno discusso offrendo numerosi elementi di analisi utili alla gestione del territorio.

La biodiversità è un bene ormai riconosciuto che ha effetti anche sul benessere umano attraverso il complesso di opportunità offerte che vanno sotto la denominazione di servizi ecosistemici, rappresentativi della funzionalità della diversità stessa. Ugualmente noto è l'impatto che le attività umane stanno avendo sulla ricchezza e differenziazione biologica determinandone un decremento costante e provocando talvolta veri e propri fenomeni di estinzione.

Diverse iniziative a scala globale hanno delineato il quadro di azioni da intraprendere al fine di fermare la perdita di diversità a tutti i livelli, da quella genetica a quella a scala di paesaggio. Tra tutte, la Convenzione sulla Diversità Biologica rappresenta un riferimento universale che fissa tra gli obiettivi specifici non la conservazione di liste di specie e habitat, ma il raggiungimento di obiettivi quali la conservazione della diversità biologica, l'uso sostenibile delle sue risorse, e la giusta ed equa divisione dei benefici dell'utilizzo di queste risorse.

L'importanza che la conoscenza precisa e approfondita delle dinamiche naturali riveste al fine di adempiere ai principi fissati dagli impegni internazionali è sancita dall'istituzione di specifici gruppi di esperti, quali l'organismo tecnico intergovernativo della Conferenza delle Parti della Convenzione sulla Diversità Biologica, il Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice (SBSTTA), ossia l'organo sussidiario per la consultazione scientifica, tecnica e tecnologica. Periodicamente, il SBSTTA rilascia sotto forma di "Raccomandazioni" i risultati che emergono da studi internazionali sullo stato e il futuro della tutela della biodiversità globale. In questi documenti è sempre evidente la necessità di approfondire la conoscenza degli ecosistemi al fine di poterne realizzare la conservazione.

Uguale risalto viene dato al ruolo delle aree protette per la conservazione prioritaria degli elementi naturali più sensibili agendo come argine a una delle pressioni antropiche riconosciuta come la più impattante quale la frammentazione. Anche recentemente, durante l'ultima riunione dell'SBSTTA è stato ribadito il ruolo fondamentale che le aree protette e le cosiddette "*effective area-based conservation measures*", equivalenti per importanza, rivestono nell'assicurare il mantenimento di livelli di diversità biologica e ambientale necessari allo svolgimento delle funzioni ecologiche essenziali (Raccomandazione 22/5 adottata il 7 luglio 2018).

In questo quadro, in Italia e in Europa, la Direttiva "Habitat" (Direttiva 92/43/CEE) è il più potente strumento legislativo e normativo a disposizione di chi si occupa di tutela della biodiversità.

Fornisce elenchi di elementi biologici e ambientali da tutelare (specie e habitat) e un sistema di aree protette che assicura la conservazione di una superficie rappresentativa del territorio comunitario (la Rete Natura 2000).

La Direttiva inoltre pone attenzione all'importanza che le azioni di monitoraggio dello stato di conservazione di specie e habitat rivestono al fine di realizzare gli obiettivi di conservazione prefissati negli intenti della Direttiva stessa. In Italia al fine di uniformare le attività di monitoraggio, sotto la responsabilità di Regioni e Province Autonome, il Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare ha affidato all'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale la redazione di linee guida per il monitoraggio di habitat e specie a livello di sito. Tali linee guida rappresentano un primo passo fondamentale verso l'elaborazione di un Piano nazionale di monitoraggio che dovrà assicurare standard metodologici per l'acquisizione e l'elaborazione dei dati necessari al fine di realizzare azioni di monitoraggio opportune e assistere l'elaborazione di misure di conservazione efficaci.

Nel presente Volume gli Autori offrono un contributo di rilevante valore alla discussione in atto sulla Direttiva Habitat a livello nazionale e comunitario, sia sulla terminologia che sugli approcci adottati: dal concetto di specie tipica per la caratterizzazione ecologica degli habitat di interesse comunitario agli esempi delle pratiche gestionali più idonee ad assicurare un compromesso funzionale ed efficace tra uso e conservazione dei luoghi.

È ormai evidente l'importanza di non allentare la tensione sui temi della tutela della biodiversità. Ora più che mai è necessario che il mondo della ricerca rivolga le sue attenzioni alla conservazione della natura e delle sue risorse, dedicando energie e tempo alla ricerca di soluzioni scientificamente solide alle problematiche ambientali.

Intenti che gli Autori di questo volume soddisfano pienamente regalando al mondo scientifico della conservazione un patrimonio documentale di rilevante interesse. Conosco alcuni degli Autori, con cui abbiamo condiviso l'esperienza di lavoro sulle tematiche ambientali in Commissione Europea, lavoro che vede impegnati sullo stesso fronte tecnici e amministratori, la cui cooperazione è essenziale per assicurare il successo delle iniziative di conservazione e tutela.

Un altro elemento posto in risalto dagli Autori mi sembra di estrema importanza. L'approccio scelto per raccontare questi luoghi preziosi, a partire dall'esperienza diretta dell'esplorazione ed osservazione naturalistica del territorio. Un approccio che si rifà alla tradizione dei biogeografi classici, maestri e innovatori delle scienze naturali, come il più noto Alexander Von Humboldt o l'italiano Giuliano Montelucci. Riconoscere valore all'appartenenza ai luoghi, esaltando il concetto di identità generato dall'esistenza di elementi frutto dell'interazione secolare tra uomo e Natura, costituisce una strategia vincente al fine di rendere sostenibile nel tempo la cura dei luoghi in cui viviamo e agiamo. Non una rappresentazione ideale quindi, ma il risultato di visite in campo che descrivono la realtà osservata. Una lezione che abbiamo scordato, distratti da approcci meccanicistici e ad altissima specializzazione, ma che sta fortunatamente riemergendo come necessità al fine di comprendere la Natura nel complesso in cui si manifesta.

Vi invito a leggere questo libro, sia che siate coinvolti nella gestione per ragioni professionali o che siate semplicemente attratti dal godimento dei beni naturali. Non può esserci conservazione senza la collaborazione e senza la consapevolezza dell'unicità di ogni bene naturale, nella sua struttura e nella sua funzione. La conoscenza approfondita delle dinamiche e dei processi ecologici e una volontà condivisa di realizzare azioni di conservazione rappresentano lo stimolo più sicuro per garantire un futuro al patrimonio naturalistico locale e globale.

Laura Casella

Ricercatrice presso l'Istituto Superiore
per la Protezione e la Ricerca Ambientale

I Colli Euganei hanno da sempre attratto l'attenzione di studiosi di numerose discipline, per la ricchezza di ecosistemi, che si intrecciano in un paesaggio vegetale assai ricco, la cui complessità è accentuata dall'attività antropica. Sono un sistema collinare di origine vulcanica, ben isolato nella circostante pianura alluvionale tra i fiumi Adige e Bacchiglione, a sud-ovest della città di Padova, con alture modeste, che superano di poco i 600 m di quota nel Monte Venda. Circa 15.000 ettari dei Colli Euganei, cioè la totalità delle alture e parte delle valli circostanti, rientrano nella Rete Natura 2000, la rete di aree protette più estesa del mondo, istituita dalla Direttiva Habitat (1992/43/CEE). Questa Direttiva ha l'obiettivo di conservare oltre 200 tipi diversi di habitat d'interesse comunitario sul territorio europeo. Sui Colli Euganei, 2.300 ettari sono coperti da 8 tipi di habitat di interesse comunitario. Questo volume ne tratta due: i prati aridi (codice 6210 o 62A0) e i castagneti (codice 9260), rispettivamente, tra i più minacciati (appena 1,5% della superficie totale) e tra i più estesi (1.700 ettari) dei Colli. Questo volume si interessa anche di robinieti che, pur non essendo habitat di interesse comunitario, coprono superfici maggiori dei castagneti stessi (2.080 ettari) e sono edificati da una pianta arborea di origine nordamericana, la robinia (*Robinia pseudoacacia*), molto competitiva e invasiva. Questa competitività può mettere a serio rischio gli habitat europei e compromettere le azioni a sostegno della loro conservazione. Per questo motivo, uno studio rivolto alla loro conservazione che non contempli anche i robinieti sarebbe incompleto. Del caso euganeo il presente testo approfondisce la flora, le farfalle e le cavallette, fornendo strumenti per la valutazione del grado di conservazione e dell'incidenza delle attività umane, nonché dei benefici che da essa possono derivare. In questo capitolo, prima del caso euganeo, uno spazio è dedicato ai concetti chiave per la comprensione degli obiettivi della Direttiva Habitat e della rete Natura 2000, premessa alla lettura dei capitoli che seguiranno.

1.1 Il significato europeo di “conservazione”

Le Direttive Habitat (1992/43/CEE) e Uccelli (2009/147/CE), collettivamente dette Direttive Natura, hanno l'obiettivo di contribuire al mantenimento della bio-

diversità, attraverso la conservazione degli habitat naturali, della flora e della fauna nel territorio dell'Unione Europea. Più precisamente, l'obiettivo della Direttiva Habitat consiste nel mantenimento o nel ripristino di uno stato favorevole di conservazione degli habitat e delle specie animali e vegetali ritenuti di particolare importanza nel territorio europeo. La Direttiva Uccelli, invece, intende garantire che il livello di conservazione delle popolazioni di uccelli che si trovano naturalmente allo stato selvatico nel territorio europeo sia soddisfacente. Entrambe le Direttive richiedono agli Stati Membri di contribuire a mantenere la qualità degli habitat ad un livello idoneo alla sopravvivenza delle specie minacciate, attraverso l'adozione di misure di conservazione.

1.1.1 Misure di conservazione

L'istituzione di aree protette è la prima delle misure di conservazione che le due Direttive hanno introdotto. La Direttiva Habitat ha conferito il nome di Natura 2000 alla rete di queste aree protette, individuando per esse un regime di tutela preventiva assicurato dalla valutazione della significatività dell'incidenza di piani e progetti non direttamente connessi alla gestione dei siti stessi. Questo regime di tutela preventiva si applica dal momento in cui le aree sono iscritte nell'elenco dei siti selezionati come siti di importanza comunitaria (SIC). Inoltre, nei SIC designati, ai sensi della Direttiva Habitat quali zone speciali di conservazione (ZSC), e in quelli classificati ai sensi della Direttiva Uccelli, cioè le zone di protezione speciale (ZPS), gli Stati Membri stabiliscono misure di conservazione. Esse sono, rispettivamente, «necessarie», conformemente alle esigenze ecologiche dei tipi di habitat naturali di cui all'allegato I e delle specie animali e vegetali di cui all'allegato II presenti nei siti; e «speciali», per quanto riguarda l'habitat delle specie di uccelli elencate nell'allegato I. L'obbligo di cui alla Direttiva Uccelli è esteso anche alle specie di uccelli migratori regolari non elencate nell'allegato I della Direttiva stessa. Entrambe le Direttive istituiscono un regime generale e rigoroso di protezione per alcune specie, che si estende anche al di fuori dei confini della rete Natura 2000.

I Colli Euganei rientrano nella ZPS IT3260017, una delle prime ad essere state individuate nel Veneto, con la deliberazione della giunta regionale n. 4824 del 21 dicembre 1998. La denominazione della ZPS è stata resa pubblica dal Ministro dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare con il decreto del 3 aprile 2000 "Elenco dei siti di importanza comunitaria e delle zone di protezione speciali, individuati ai sensi delle direttive 92/43/CEE e 79/409/CEE". Il SIC IT3260017 "Colli Euganei - Monte Lozzo - Monte Ricco", i cui confini coincidono con quelli della ZPS, è stato individuato con la deliberazione della giunta regionale n. 1180 del 18 aprile 2006. Infine, con il decreto del Ministro dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare del 27 luglio 2018, il sito è stato designato quale ZSC. Al

sito si applicano le misure di conservazione individuate con la deliberazione della giunta regionale del Veneto n. 786 del 27 maggio 2016 e con le sue successive modifiche ed integrazioni.

1.1.2 La definizione di “habitat”

Non sarà sfuggito al lettore che il testo dei primi paragrafi di questo capitolo contiene alcuni termini la cui interpretazione non è semplice, né univoca, a partire dal termine più usato e apparentemente più semplice: “habitat”. Il concetto di habitat è stato interpretato in diversi modi e ciò ne ha generato significati ambigui, talora imprecisi, e molteplici usi. Le definizioni del termine “habitat” sono spesso vaghe, e variano dalle relazioni di una specie con i caratteri generici della vegetazione a scala di paesaggio, fino a descrizioni molto dettagliate dell’ambiente fisico utilizzato da una specie (Hall *et al.* 1997).

Il merito di aver attribuito all’habitat rilevanza giuridica va alla Direttiva Habitat, che ne ha sancito una definizione valida in tutto il territorio europeo. Nel primo articolo, al punto b), la Direttiva enuncia la sua definizione di “habitat naturale”: «zona terrestre o acquatica che si distingue grazie alle sue caratteristiche geografiche, abiotiche e biotiche, interamente naturali o seminaturali». Secondo il punto c) dello stesso articolo, gli «habitat naturali di interesse comunitario» sono tali in quanto a rischio di scomparsa, o perché hanno un’area di ripartizione naturale ridotta o, infine, perché costituiscono esempi notevoli di caratteristiche tipiche delle regioni biogeografiche individuate dalla Direttiva stessa.

1.1.3 Stato e grado di conservazione

L’interpretazione corretta delle azioni che i soggetti responsabili della gestione dei siti della rete Natura 2000 sono chiamati a svolgere per conservare gli habitat va costruita anche attraverso una lettura attenta del significato stesso di «conservazione». Ad esempio, non è facile intendere il significato di «stato favorevole di conservazione». La Direttiva Habitat lo associa al verificarsi di determinate condizioni, che riguardano «struttura» e «funzioni specifiche»; «futuro prevedibile» e «lungo termine» (Box 1.1, p. 18).

L’ambiguità di tali termini non è tanto, o non solo, dovuta al diverso significato che può essere ad essi attribuito a seconda del vocabolario che viene utilizzato, ma anche alla difficoltà di misurarne la variazione con criteri scientifici. Risolvere queste ambiguità è un compito difficile, ma necessario, per sorvegliare lo stato di conservazione e disporre di dati idonei a valutare i progressi ottenuti nell’attuazione delle Direttive Natura: passaggi resi obbligatori, rispettivamente, dall’art. 11 e

Box 1.1. «Stato di conservazione», «futuro prevedibile», «lungo termine»: definizioni secondo la Direttiva Habitat.

La Direttiva Habitat definisce lo stato di conservazione facendo riferimento a tre componenti dell'ecosistema: habitat, specie e specie tipiche. Lo stato di conservazione è dato dall'effetto della somma dei fattori che influiscono su queste tre componenti. Nel caso di un habitat, i fattori da valutare sono quelli «che possono alterare a lunga scadenza la sua ripartizione naturale, la sua struttura e le sue funzioni, nonché la sopravvivenza delle sue specie tipiche». Nel caso di una specie, sono da valutare i fattori che «possono alterare a lungo termine la ripartizione e l'importanza delle sue popolazioni nel territorio».

Lo «stato di conservazione» di un habitat naturale è considerato «soddisfacente» quando:

- la sua area di ripartizione naturale e le superfici che comprende sono stabili o in estensione;
- la struttura e le funzioni specifiche necessarie al suo mantenimento a lungo termine esistono e possono continuare ad esistere in un futuro prevedibile;
- lo stato di conservazione delle specie tipiche è soddisfacente.

Lo «stato di conservazione» di una specie è considerato «soddisfacente» quando:

- i dati relativi all'andamento delle popolazioni della specie in causa indicano che tale specie continua e può continuare a lungo termine ad essere un elemento vitale degli habitat naturali cui appartiene;
- l'area di ripartizione naturale di tale specie non è in declino né rischia di declinare in un futuro prevedibile;
- esiste e continuerà probabilmente ad esistere un habitat sufficiente affinché le sue popolazioni si mantengano a lungo termine.

La Direttiva non chiarisce la durata del «futuro prevedibile», né quella del «lungo termine», ma la Direzione generale per l'ambiente della Commissione Europea, con riferimento all'attività di *reporting* (p. 19) (DG Environment 2017), ha specificato che si debbano intendere, rispettivamente:

- i due futuri periodi di *reporting*, cioè 12 anni dalla conclusione del periodo di *reporting* corrente;
- un periodo corrispondente ai quattro precedenti periodi di *reporting* (24 anni), cioè, ad esempio, per il report 2013-18, è il periodo che va dal 1994 al 2018.

Questo orizzonte temporale non sottintende necessariamente un significato ecologico, ma ha la funzione di assistere la valutazione dei progressi svolti nel raggiungimento dell'obiettivo della rete Natura 2000.

dall'art. 17 della Direttiva Habitat, e dall'art. 12 della Direttiva Uccelli. Questi articoli obbligano gli Stati Membri a redigere una relazione la cui periodicità, ogni sei anni, è stata nel 2011 sincronizzata per entrambe le Direttive (Romão *et al.* 2015). La Commissione Europea, sulla base delle relazioni ricevute dagli Stati Membri predispone una «relazione globale». Le relazioni sono comunemente chiamate «report» e l'intero processo è detto «*reporting*». Il terzo report comunitario è stato pubblicato nel 2015 e fa riferimento al periodo compreso tra il 2007 e il 2012

(Romão *et al.* 2015). Il quarto report sarà pubblicato nel 2020/21 e si riferirà al periodo compreso tra il 2013 e il 2018.

La Direttiva Habitat richiede che i progressi vengano valutati nel *reporting* per ciascuna regione biogeografica nell'ambito di ciascuno Stato Membro. Contestualmente a questa valutazione è richiesta la predisposizione di mappe distributive degli habitat e delle specie, realizzate su una griglia di 10 km × 10 km. Queste mappe, utilissime, sono liberamente visualizzabili in un web GIS realizzato dall'Agenzia europea dell'ambiente: il "Natura 2000 network viewer" (European Environment Agency 1995-2014).

La valutazione va effettuata anche per singolo sito con riferimento al «grado di conservazione», e riportata nel formulario standard corrispondente, una sorta di database del sito, secondo i criteri specificati nell'allegato III della Direttiva stessa e in successive decisioni relative al contenuto dei formulari standard. Il grado di conservazione di un habitat e il metodo per valutarlo sono definiti nella decisione di esecuzione della Commissione dell'11 luglio 2011 concernente un formulario informativo sui siti da inserire nella rete Natura 2000 (2011/484/UE). In estrema sintesi, il grado di conservazione è valutato sulla base di tre elementi: il grado di conservazione (i) della struttura e (ii) delle funzioni e (iii) la possibilità di ripristino. Il valore finale può assumere tre valori: (i) conservazione eccellente, (ii) buona conservazione e (iii) conservazione media o limitata.

L'ipotesi di aggregare i risultati ottenuti a livello di singolo sito per ottenere valutazioni a scala biogeografica è espressamente ammessa qualora la maggior parte delle località di presenza sia da essi coperta (Evans e Arvela 2011). Inoltre, nella più recente guida sul *reporting* previsto dall'art. 17 della Direttiva Habitat (European Commission 2017) si fa frequente riferimento all'uso di unità campionarie rappresentative per il calcolo di diversi parametri. Ne discende che una seria valutazione condotta anche soltanto su un singolo sito può fornire fondamentali indicazioni anche per la valutazione a scala regionale. Inoltre, tali valutazioni sono da ritenere importanti ai fini della valutazione dell'incidenza, in quanto, ai sensi della Direttiva Habitat, essa deve tenere «conto degli obiettivi di conservazione del sito», accertando che qualsiasi piano o progetto «non pregiudicherà l'integrità del sito stesso» (art. 6, c. 3) e che «la coerenza globale di Natura 2000 sia tutelata» (art. 6, c. 4).

Gli obiettivi di conservazione del sito e i formulari standard definiscono gli elementi che contribuiscono all'integrità del sito e alla coerenza globale di Natura 2000 (European Commission 2007). Gli obiettivi di conservazione del sito consistono nella precisazione dell'obiettivo generale per le specie e gli habitat per i quali il sito è stato designato, in modo che esso contribuisca a mantenere o raggiungere uno stato favorevole di conservazione a livello nazionale, biogeografico o europeo. Le misure di conservazione contribuiscono, in questo senso, a garantire, se necessario, l'adozione di azioni di ripristino di un particolare grado di conservazione. Gli obiettivi di conservazione dovrebbero essere il più possibile quantificabili in

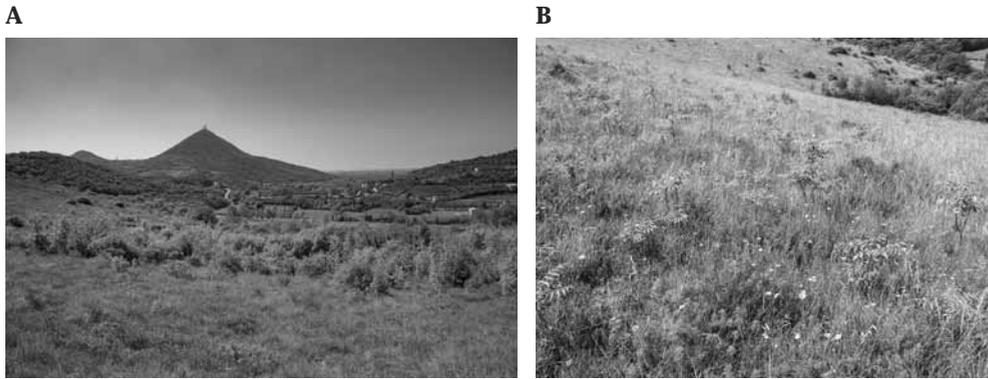


Figura 1.1. La parte bassa del vegro del Sassonegro, con il panorama di Valle San Giorgio e del Monte Cero. Una coltre di piante arboree e arbustive che forma il mantello del prato arido (**A**). In un particolare dettaglio del vegro (**B**) un esempio di espansione di alianto (*Ailanthus altissima*), specie arborea esotica invasiva (foto di Tommaso Sitzia).

termini di numeri o dimensioni idonee, sebbene le attuali conoscenze scientifiche potrebbero non essere tali da garantirne un sufficiente dettaglio. In questo caso, può essere applicato il principio generale secondo il quale le azioni intraprese devono mantenere o ripristinare un grado di conservazione favorevole, unitamente a conoscenze sito-specifiche sull'attuale presenza e distribuzione delle specie e degli habitat (European Commission 2012).

L'interpretazione del significato dei termini citati, nonché le procedure da seguire per la misura dei progressi ottenuti, vanno individuate, in primo luogo, negli atti legalmente vincolanti: le sentenze pronunciate dalla Corte di giustizia dell'Unione Europea e le decisioni adottate dalla Commissione Europea. In secondo luogo, le linee guida e le note esplicative pubblicate dalla Direzione generale per l'ambiente della Commissione Europea, con l'assistenza del Comitato habitat (stabilito dall'art. 20 della Direttiva Habitat) o dell'Agenzia europea dell'ambiente, pur non essendo legalmente vincolanti, forniscono i criteri metodologici cui gli Stati Membri dovrebbero uniformarsi, evitando così il rischio di incorrere in procedure di infrazione. A questo proposito, la Commissione Europea non ha mancato di sottolineare, fin dalla prima "relazione globale" (Commissione Europea 2004), la carenza di omogeneità nei criteri adottati dagli Stati Membri per predisporre le relazioni nazionali e la loro incongruenza rispetto ai criteri dettati dal Comitato habitat.

1.1.4 Valore favorevole di riferimento

Il concetto di «valore favorevole di riferimento» è stato introdotto (European Commission 2005) per valutare il progresso nel raggiungimento dell'obiettivo, di-

chiarato dall'art. 1 della Direttiva Habitat, di mantenere «a lungo termine»: struttura e funzioni degli habitat naturali, vitalità delle popolazioni delle specie negli habitat naturali cui appartengono e disponibilità sufficiente di habitat per queste popolazioni. La conoscenza dei valori favorevoli di riferimento dei parametri «area di ripartizione naturale» o «*range*» (per dimensione e configurazione) di un habitat o di una specie, dimensione della «popolazione» di una specie e «superficie» totale di un habitat è ritenuta fondamentale per poter valutare lo stato di conservazione.

La stima del valore favorevole di riferimento dei tre parametri presuppone il ricorso a diversi fattori (Evans e Arvela 2011). La stima del *range* favorevole di riferimento di un habitat o di una specie dovrebbe considerare: i) dimensione attuale del *range*, ii) dimensione potenziale del *range* sulla base delle esigenze fisiche ed ecologiche (clima, geologia, suolo, altitudine), iii) dimensione storica del *range* e cause del suo cambiamento, iv) superficie necessaria per mantenere la vitalità dei tipi di habitat e delle specie, tenuto conto di aspetti legati alla connettività e alle migrazioni, v) variabilità, inclusa quella genetica. La stima della dimensione favorevole della popolazione di una specie dovrebbe contemplare: i) distribuzione e abbondanza storiche e cause del cambiamento, ii) dimensione potenziale del *range*, iii) condizioni biologiche ed ecologiche, iv) rotte di migrazione e modalità di dispersione, v) flusso genico e variabilità genetica, inclusi gli ecotipi, vi) fluttuazioni naturali e struttura cronologica.

La stima della superficie totale favorevole di un habitat dovrebbe considerare le aree necessarie al ripristino o alla sviluppo di quei tipi di habitat la cui attuale copertura non è sufficiente a garantirne l'esistenza nel lungo termine e potrebbe avvalersi delle seguenti informazioni: i) distribuzione storica e cause del cambiamento, ii) vegetazione naturale potenziale, iii) variabilità naturale, iv) distribuzione e variabilità delle condizioni attuali, inclusa la variabilità della qualità dell'habitat, v) dinamiche, vi) fattori limitanti le specie tipiche, incluso il flusso genico.

Se non sussistono informazioni che mostrino che l'allargamento della superficie del tipo di habitat è necessaria perché le «specie tipiche» si mantengano in uno stato favorevole di conservazione o perché le strutture e le funzioni di un tipo di habitat si mantengano nel tempo, allora la superficie totale favorevole di riferimento può essere quella esistente al momento dell'entrata in vigore della Direttiva Habitat. In questo senso, il Comitato habitat ha specificato che può essere selezionato come riferimento di valore favorevole quello assunto dai tre parametri al momento dell'entrata in vigore della Direttiva (1994 per l'Italia), sempre che allora fosse sufficiente a mantenere uno stato di conservazione favorevole; altrimenti deve essere superiore rispetto a quell'epoca. Le informazioni storiche riguardanti la distribuzione o l'entità di habitat, specie o popolazioni sono, in questo senso, fondamentali per comprendere le dinamiche in corso e dimensionare oggettivamente il valore favorevole di riferimento. In assenza del supporto di questi o di altri tipi di dati, è ammesso il ricorso al «migliore giudizio esperto».

1.1.5 Specie tipiche e specie caratteristiche

Le caratteristiche che una «specie tipica», termine utilizzato nell'art. 1 della Direttiva Habitat, dovrebbe possedere sono le seguenti (Evans e Arvela 2011): i) buon indicatore della qualità dell'habitat, cioè specie la cui presenza segnala che molte altre specie specialiste trovano condizioni idonee alla loro sopravvivenza, ii) determinabile con mezzi non distruttivi e non costosi, iii) sufficientemente stabile nel medio e lungo periodo, iv) specie caratteristica secondo il Manuale di interpretazione degli habitat (European Commission 2013), se possiede le caratteristiche citate ai punti precedenti.



Figura 1.2. Principio della fioritura dell'orchidea maggiore (*Orchis purpurea*) sul M. Calbarina, una delle specie caratteristiche dell'habitat 6210 (foto di Giulia Corradini).

Gli Stati Membri hanno predisposto la prima lista di specie tipiche per regione biogeografica nel Report 2001-2006 (European Commission 2005), il cui aggiornamento è stato reso possibile per il periodo di *reporting* 2007-2012. Questa lista ha una valenza a scala biogeografica, ma le specie tipiche costituiscono anche indicatori per la valutazione del grado di conservazione degli habitat e delle specie nei singoli siti della rete Natura 2000.

Vale la pena, per un momento, tornare a parlare di specie caratteristiche, citate pocanzi a proposito delle specie tipiche. I tipi di habitat di interesse comunitario vanno identificati facendo riferimento, in primo luogo, ad un manuale per la loro interpretazione pubblicato dalla Commissione Europea, la cui più recente versione risale al 2013 (European Commission 2013). Se ciò è coerente con le caratteristiche del tipo di habitat, il manuale ne descrive la vegetazione, le categorie sintassonomiche, gli elementi abiotici e l'origine. Inoltre, specialmente per gli habitat terrestri, ne riporta una lista di piante ed animali caratteristici. Sono queste le specie caratteristiche. In linea di principio, le specie caratteristiche di un tipo di habitat sono quelle elencate nel manuale. Tuttavia, è ragionevole ritenere che lo siano anche quelle caratteristiche delle eventuali categorie sintassonomiche che al tipo di habitat si possono associare. Così, come vedremo più oltre, le specie caratteristiche dell'habitat 6210, oltre a quelle citate dal manuale, a seconda della regione biogeografica e delle caratteristiche della stazione, potrebbero essere anche le altre caratteristiche del *Mesobromion*, del *Xerobromion* o dei *Festucetalia valesiaca*, che

sono le categorie sintassonomiche citate dal manuale anzidetto. Inoltre, è del tutto coerente con la vastità di regioni biogeografiche che compongono il territorio europeo che gli Stati Membri o singole Regioni amministrative si dotino di proprie liste di specie caratteristiche, associandole a categorie sintassonomiche coerenti con quelle citate dal Manuale europeo, ma individuate con un livello di accuratezza maggiore. In Italia, è stato pubblicato ed è liberamente accessibile online un manuale che serve a tale scopo (Biondi *et al.* 2010).

Nel seguito del volume, gli autori forniranno elementi di valutazione per una corretta identificazione delle specie tipiche e di quelle caratteristiche dei due habitat di interesse comunitario protagonisti della ricerca.

1.2 L'attuazione della Direttiva Habitat nei Colli Euganei

Il capitolo precedente ha evidenziato che la conservazione degli habitat dei Colli Euganei, inseriti interamente in una zona speciale di conservazione, è un obbligo e un'opportunità che necessita di adottare un vocabolario coerente con gli obiettivi di conservazione della Direttiva Habitat. L'attuazione delle misure di conservazione, recentemente approvate dalla Regione del Veneto, è in larga parte una responsabilità dell'Ente Parco.

L'art. 2 della legge regionale n. 38 del ottobre 1989, istitutiva del Parco Regionale dei Colli Euganei individua nel seguente elenco le finalità dell'Ente: a) protezione del suolo e del sottosuolo, della flora, della fauna, dell'acqua; b) tutela, mantenimento, restauro e valorizzazione dell'ambiente naturale, storico, architettonico e paesaggistico considerato nella sua unitarietà e recupero delle parti eventualmente alterate; c) salvaguardia delle specifiche particolarità antropologiche, geomorfologiche, vegetazionali, faunistiche, archeologiche e paleontologiche; d) fruizione a fini scientifici, culturali e didattici; e) promozione, anche mediante la predisposizione di adeguati sostegni tecnico-finanziari, delle attività di manutenzione degli elementi naturali e storici costituenti il parco, nonché delle attività economiche tradizionali, compatibili con l'esigenza primaria della tutela dell'ambiente naturale e storico; f) sviluppo sociale, culturale ed economico delle popolazioni comprese nell'ambito del parco e su di esso gravitanti; g) promozione delle funzioni di servizio per il tempo libero e di organizzazione dei flussi turistici presenti nelle zone euganee e nell'intero ambito regionale.

Tali finalità sono tradotte in programmi, progetti e interventi coerenti con il piano ambientale, che a loro volta vengono ripresi con quantificazioni finanziarie nei bilanci di previsione annuali e pluriennali dell'Ente. Il Parco, grazie anche a finanziamenti di specifici progetti, nel corso degli ultimi anni ha avviato una gamma di interventi facenti parte di diversi segmenti tematici, anche con l'impiego diretto di proprie maestranze. Tutti i segmenti tematici comprendono attività che rientrano tra quelle orientate al mantenimento e alla valorizzazione diretta o indiretta degli

habitat e degli habitat di specie del sito Natura 2000, oppure alla divulgazione, attraverso la didattica e il turismo ecosostenibile, dei valori e delle minacce correlate ad essi.

Infine, il Parco fornisce un parere sugli studi per la valutazione d'incidenza e, qualora sia competente all'approvazione del piano, progetto o intervento oggetto della valutazione, ne avvia l'istruttoria.

Nell'ottemperare a questa responsabilità, il Parco, oltre al suo personale e all'attività che numerosi collaboratori svolgono quotidianamente, può contare sui contenuti delle pubblicazioni tecniche e scientifiche che riguardano, direttamente o indirettamente, le risorse naturali tutelate dalla Direttiva Habitat.

Il piano di gestione della ZPS IT3260017 (Sitzia *et al.* 2010), pur non essendo stato approvato in sede regionale, è stato redatto conformemente alle disposizioni vigenti al tempo della sua redazione ed è quindi uno strumento conoscitivo, oltre che operativo, fondamentale per l'attuazione degli obiettivi di conservazione. In esso sono state sintetizzate le informazioni di numerose delle pubblicazioni tecniche e scientifiche riguardanti gli habitat e le specie di interesse comunitario. L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) ha recentemente pubblicato tre manuali per il monitoraggio delle specie e degli habitat di interesse comunitario (Angelini *et al.* 2016, Ercole *et al.* 2016, Stoch e Genovesi 2016). Questi manuali forniscono una base metodologica a tutte le autorità responsabili dell'attuazione della Direttiva Habitat e agli enti responsabili della gestione dei siti, come il Parco Regionale dei Colli Euganei. Le schede di monitoraggio in essi riportate propongono un metodo standardizzato per la raccolta dei dati necessari alle future attività di *reporting*, permettendo una valutazione più dettagliata dello stato della biodiversità nel Paese e delle priorità di tutela che andranno affrontate nel prossimo futuro. Alle pubblicazioni citate si farà riferimento ogni qualvolta sia necessario e utile.

I prati aridi euganei sono localmente chiamati *végri*, nome che viene fatto risalire al latino “vetus” cioè “vecchio”, attraverso “vet(e)ro” quindi “vetro” e infine “vegro”. L’aggettivo fa riferimento al fatto che i prati aridi si trovano su superfici dove il suolo non è più lavorato con cadenza annuale, quindi “vecchie”, terreni incolti, spesso derivati dall’abbandono, temporaneo o permanente, delle coltivazioni agrarie, generalmente sulla sommità di colli nudi, sassosi e aridi.

Un tempo incolti destinati, prima o dopo, ad essere dissodati, oggi sono ecosistemi ricchi di biodiversità, in via di estinzione, protetti dalla Direttiva Habitat nei siti della rete Natura 2000. I Colli ospitano 230 ettari di prati aridi, distribuiti in oltre 300 “frammenti” di dimensioni, forme e isolamento variabili, 45 dei quali sono stati visitati diverse volte, nel corso dell’estate 2016, per raccogliere dati sulla biodiversità di tre gruppi di organismi viventi: piante, farfalle e cavallette e sulle relazioni di questa con le caratteristiche geometriche e la distribuzione dei prati che la ospitano.

La descrizione dei risultati di queste visite sarà l’argomento del prossimo capitolo; le prossime pagine sono una premessa sui prati aridi: la storia, la fisionomia e le comunità di organismi appartenenti ai tre gruppi citati. Li chiameremo vegri nel seguito del testo in quanto questo vocabolo richiama il loro aspetto di frammenti isolati, di elementi caratteristici del paesaggio euganeo, fonti di identità, oltre che di biodiversità.

2.1 Origine dei vegri

I vegri si trovano soprattutto nella parte meridionale dei rilievi euganei, sui versanti o sulla sommità di colli soleggiati solitamente poco acclivi, soprattutto su substrati di scaglia rossa marnosa. Si sono originati, fino alla metà del secolo scorso, dall’abbandono periodico e temporaneo, o dall’uso pastorale o prativo, di campi normalmente coltivati a cereali, ortaggi, legumi e viti. I più estesi, dopo l’acquisizione da parte dei cementifici locali, sono stati in parte destinati a divenire cave

per l'estrazione di materiale lapideo. Dopo la dismissione, le cave sono diventate aree di grande pregio naturalistico ospitanti un numero elevato di specie, alcune molto significative dal punto di vista fitogeografico. Si tratta quindi di formazioni per lo più secondarie, se si escludono alcune pendici rupestri e i siti più aridi, corrispondenti a topografie in cui l'evoluzione del suolo è impedita, facilmente soggette all'invasione delle specie arbustive del mantello e di quelle legnose del bosco.

Come abbiamo visto, i vegri sono una fitocenosi risultante dall'azione congiunta di fattori naturali e antropici e presentano una vegetazione in continua evoluzione. L'attuale stato di abbandono, dovuto alla carenza di aree destinate a pascolo e

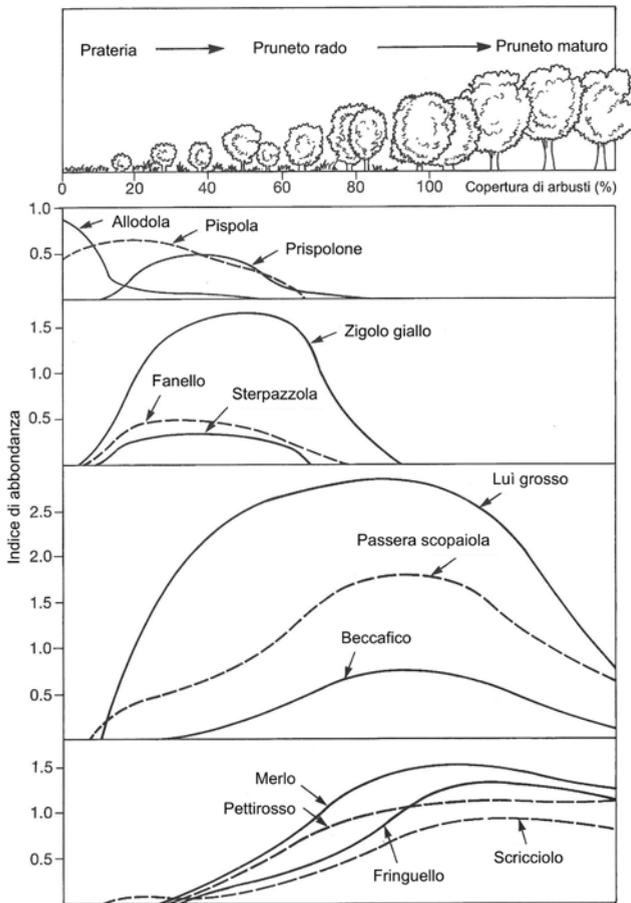


Figura 2.1. Abbondanza di uccelli nidificanti in relazione allo sviluppo degli arbusti di un cespuglieto di prugnolo selvatico nelle gessose Chiltern Hills, in Inghilterra. L'indice di abbondanza deriva dal numero di uccelli censiti entro 50 m di raggio in oltre 90 localizzazioni (metodo della conta per punti) (da Fuller 1995, modif.).

a sfalcio, determina l'avanzamento spontaneo della vegetazione arbustiva, cui segue la chiusura degli spazi aperti, a discapito della flora tipica dei vegri. La permanenza di questo habitat è garantita da regolari falciature o dal pascolamento ovi-caprino non troppo denso e dall'assenza di concimazioni; infatti è a causa dell'abbandono della gestione tradizionale che la loro estensione sta oggi diminuendo, mettendo in pericolo la conservazione del prezioso patrimonio della biodiversità vegetale e animale che vi si trova e favorendo l'ingresso di specie esotiche.

Le minacce cui i vegri sono oggi soggetti sono attribuibili a fenomeni contrapposti (Sitzia *et al.* 2010): evoluzione della biocenosi (rimboschimento naturale); invasione di una specie (neofite) e coltivazione. Le prime due minacce sono legate allo stato di abbandono, la ter-

za all'eccessivo sviluppo di attività antropiche produttive o anche ricreative (Sitzia e Viola 2005).

La colonizzazione da parte di arbusti e di piccoli alberi sta avvenendo diffusamente in più luoghi delle alture calcaree meridionali dei Colli Euganei, creando fasi transitorie di cespuglieto arborato, che costituiscono habitat idonei a ospitare diverse specie di uccelli (Figura 2.1, p. 26).

I prati abbandonati da più tempo sono stati colonizzati da numerose specie arbustive e arboree autoctone. Tra gli arbusti sono frequenti il biancospino (*Crataegus monogyna*), la marruca (*Paliurus spina-christi*), la rosa di macchia (*Rosa canina*), il ginepro (*Juniperus communis*), il terebinto (*Pistacia terebinthus*), la ginestra comune (*Spartium junceum*) e l'albero di Giuda (*Cercis siliquastrum*), che nel tempo danno a questi prati l'aspetto di una boscaglia termofila sempre più densa. Tra gli alberi si ricordano l'orniello (*Fraxinus ornus*), il carpino nero (*Ostrya carpinifolia*) e la roverella (*Quercus pubescens*) (Figura 2.2).

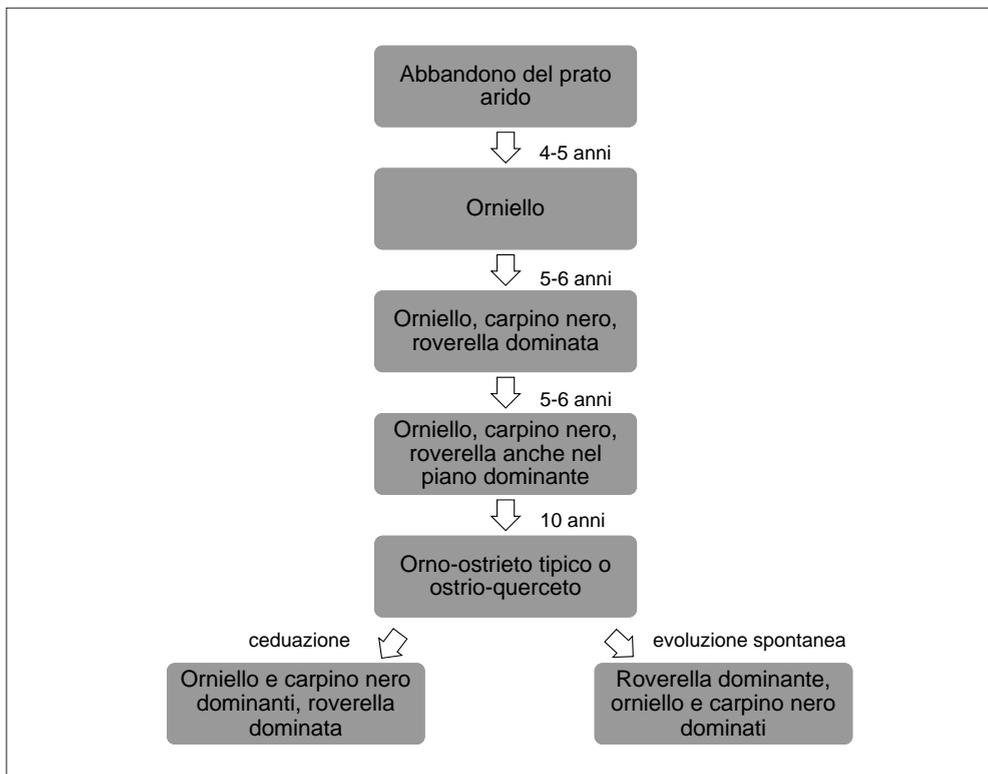


Figura 2.2. I tipi forestali che si formano dopo l'abbandono culturale dei vegri in assenza di specie arboree esotiche invasive (da Del Favero *et al.* 1998b, modif.).

Il rimboschimento è avvenuto anche ad opera di neofite invasive dalla forte capacità pollonifera di recente introduzione sui Colli Euganei, come la robinia (*Robinia pseudoacacia*) e l'ailanto (*Ailanthus altissima*), capaci, in alcune zone, di prendere il sopravvento sulle specie autoctone (Viola *et al.* 2006).

La convenienza economica della conversione di queste superfici verso un utilizzo agricolo produttivo costituisce un'altra minaccia per la loro conservazione; infatti, i vegri, occupando prevalentemente i versanti meridionali dei rilievi calcarei, meglio esposti al sole, sono da sempre minacciati, nelle condizioni di suolo più idonee, anche dall'utilizzo per la coltivazione della vite e dell'ulivo.

2.2 La flora e la vegetazione del vegro

2.2.1 La flora

La copertura vegetale dei vegri è caratterizzata dalla dominanza di piante erbacee della famiglia delle Poaceae, come *Bromopsis erecta* subsp. *erecta* (= *Bromus erectus*), *Brachypodium rupestre*, *Koeleria pyramidata*, *Cleistogenes serotina* subsp. *serotina* e, su substrato marnoso, *Chrysopogon gryllus*. Sono anche comuni tre carici: *Carex caryophyllea*, *Carex halleriana* e *Carex leersii*.

Accanto a queste, sono comuni anche numerose altre emicriptofite e terofite, e qualche geofita: *Achillea collina*, *Allium sphaerocephalon* subsp. *sphaerocephalon*, *A. vineale*, *Anagallis arvensis* subsp. *foemina*, *Anchusa azurea*, *Anthyllis vulneraria* subsp. *versicolor*, *Arabis hirsuta*, *Asperula cynanchica* subsp. *cynanchica*, *A. purpurea*, *Avena barbata*, *Bupleurum veronense*, *Campanula glomerata*, *Carlina vulgaris* subsp. *vulgaris*, *Catapodium rigidum* subsp. *rigidum*, *Cerastium brachypetalum* subsp. *brachypetalum*, *C. pumilum*, *Colchicum autumnale*, *Crepis vesicaria* subsp. *taraxacifolia*, *Crupina vulgaris*, *Daucus carota* subsp. *carota*, *Dianthus carthusianorum* subsp. *carthusianorum*, *D. sylvestris* s.l., *Eryngium amethystinum*, *Euphorbia cyparissias*, *E. falcata*, *Galium lucidum* subsp. *lucidum*, *G. verum* subsp. *verum*, *Gladiolus italicus* (archeofita), *Globularia bisnagarica*, *Hippocrepis comosa*, *Hypericum perforatum* subsp. *veronense*, *Inula spiraeifolia*, *Leontodon hispidus* subsp. *hispidus*, *Medicago falcata*, *M. minima*, *Muscari neglectum*, *Odontites luteus* subsp. *luteus*, *Onobrychis arenaria* subsp. *arenaria*, *Phleum paniculatum* subsp. *paniculatum*, *Picris hieracioides* subsp. *hieracioides*, *Pimpinella saxifraga* subsp. *nigra*, *Poa bulbosa* subsp. *bulbosa*, *Polygala comosa*, *Potentilla pedata*, *P. pusilla*, *P. recta* subsp. *recta*, *Prunella laciniata*, *Ranunculus bulbosus*, *Reseda lutea*, *Salvia pratensis* subsp. *pratensis*, *Poterium sanguisorba* subsp. *balearicum*, *Scabiosa triandra*, *Scrophularia canina*, *Securigera varia*, *Sherardia arvensis*, *Sideritis montana*, *Stachys recta* subsp. *recta*, *Microthlaspi perfoliatum*, *Trifolium scabrum*, *Verbascum phlomoides* e *Vicia sativa* subsp. *nigra*.

Meno frequenti, ma ben rappresentate, sono le camefite suffruticose come *Fumana procumbens*, *Helianthemum nummularium* subsp. *obscurum*, *Ononis natrix* subsp. *natrix*, *Teucrium chamaedrys* subsp. *chamaedrys*, *T. montanum* e *Thymus oenipontanus*. Più localizzate, anche se talora copiose, appaiono: *Ammoides pusilla*, *Centaurea stoebe*, *Cuscuta epithymum* subsp. *epithymum*, *Eryngium campestre*, *Inula salicina*, *Orobanche caryophyllacea*, *O. gracilis*, *O. minor*, *Potentilla inclinata*, *Prunella grandiflora* e *Trigonella gladiata*.

Nelle aree caratterizzate dalla presenza di fanerofite cespugliose e arboree, ma che permettono una buona illuminazione del suolo, cioè dove sono usuali le coperture di *Brachypodium rupestre*, si insediano e talora abbondano: *Achillea virescens*, *Althaea cannabina*, *Arabis sagittata*, *Artemisia alba*, *Campanula bononiensis*, *C. rapunculus*, *Carex flacca* subsp. *flacca*, *Centaurea scabiosa* s.l., *Erucastrum nasturtiifolium* subsp. *nasturtiifolium*, *Ferulago campestris*, *Geranium*



Figura 2.3. La ruta patavina (*Haplophyllum patavinum*), endemismo caratteristico dei Colli Euganei, non tollera l'ombreggiamento e, per affermarsi, ha bisogno di un substrato facilmente erodibile in cui affondare, appena sotto la superficie, gli stoloni da cui si originano nuove piante (foto di Tommaso Sitzia).

sanguineum, *Hieracium umbellatum* subsp. *umbellatum*, *Lathyrus cicera*, *Lathyrus latifolius*, *Linum tenuifolium*, *Melica ciliata* subsp. *ciliata*, *Muscari comosum*, *Ononis pusilla*, *O. reclinata*, *Onosma echioides* subsp. *dalmatica*, *Orobanche alba*, *O. crenata*, *Cervaria rivini*, *Phleum pratense*, *Poa compressa*, *Reseda phyteuma*, *Ruta graveolens*, *Tragopogon orientalis*, *T. porrifolius*, *Vicia hybrida*, *V. peregrina*, *Vincetoxicum hirundinaria* subsp. *hirundinaria*, *Viola alba* subsp. *alba* e *V. hirta*.

Sui terreni erosi a scarsa copertura, spesso copiose, appaiono: *Bothriochloa ischaemum*, *Calendula arvensis*, *Carduus nutans* subsp. *nutans*, *C. pycnocephalus* subsp. *pycnocephalus*, *Cephalaria transsylvanica*, *Cota tinctoria* subsp. *tinctoria*, *Cynosurus echinatus*, *Delphinium peregrinum*, *Filago pyramidata*, *Geranium purpureum*, *Hordeum murinum* subsp. *leporinum*, *Legousia hybrida*, *Nigella damascena*, *Onopordum acanthium*, *Petrosedum rupestre*, *Pilosella officinarum*, *P. piloselloides* s.l., *Reichardia picroides*, *Salvia sclarea*, *Scandix pecten-veneris*

subsp. *pecten-veneris*, *Sedum album* subsp. *album*, *S. sexangulare*, *Thymelaea passerina*, *Triticum vagans*, *Verbascum pulverulentum* e *Vicia narbonensis*.

Particolare è il caso di *Haplophyllum patavinum* (Figura 2.3, p. 29), una rutacea, non tollerante l'ombreggiamento che, per affermarsi, ha bisogno di un substrato facilmente erodibile in cui affondare, appena sotto la superficie, gli stoloni da cui si originano nuove piante. Generalmente molto rare e distribuite nel territorio, anche ai poli opposti dei Colli e in modo non omogeneo nelle varie nicchie ecologiche, sono invece: *Adonis flammaea* subsp. *flammaea*, *Allium cyrilli*, *A. longispathum*, *A. pallens*, *A. rotundum*, *Malva setigera*, *Asperugo procumbens*, *Bombylaena erecta*, *Centaurea solstitialis* subsp. *solstitialis*, *Cynoglossum creticum*, *Chamaenerion dodonaei*, *Holosteum umbellatum* s.l., *Jacobaea erucifolia* subsp. *erucifolia*, *Lappula squarrosa*, *Lilium bulbiferum* subsp. *bulbiferum*, *Polycnemum arvense*, *Trifolium pallidum*, *Veronica austriaca* subsp. *teucrium* e *V. prostrata*.

Assolutamente inusuale sul M. Calbarina è una fitta popolazione di *Schoenus nigricans*, una ciperacea propria di prati umidi torbosi, insediata su un suolo apparentemente arido in superficie, ma con sicura percolazione sotterranea. Certamente dovuta alla presenza delle conifere usate per il rimboschimento è l'affermazione di *Festuca rubra* subsp. *commutata*, una poacea propria dei prati montani e subalpini che qua e là ha trovato le nicchie adatte a insediarsi stabilmente.

Tra le orchidacee più frequenti o maggiormente diffuse localmente si osservano (Figura 2.4, p. 31): *Anacamptis morio*, *A. pyramidalis*, *Cephalanthera longifolia*, *Himantoglossum adriaticum*, *Neotinea tridentata*, *Ophrys sphegodes* subsp. *sphogodes*, *Orchis purpurea*, *O. simia*, mentre sono rare o localizzate *Anacamptis papilionacea*, *Cephalanthera damasonium*, *Epipactis atrorubens*, *Gymnadenia conopsea*, *Barlia robertiana*, *Limodorum abortivum*, *Ophrys apifera*, *O. bertolonii* subsp. *benacensis*, *O. holosericea* subsp. *holosericea*, *O. insectifera*, *Orchis militaris*, *Serapias vomeracea* e *Spiranthes spiralis*.

Nei lembi più disturbati si sono insediate varie terofite esotiche, ma nessuna, a parte *Crepis sancta* subsp. *nemauensis*, fino a questo momento, si è dimostrata così competitiva da diventare invasiva. Tra esse prevalgono *Avena sterilis* subsp. *ludoviciana*, *Erigeron canadensis*, *E. bonariensis* ed *E. annuus*. Tra le piante perenni invece hanno un forte impatto *Bromus inermis* e *Iris × germanica*.

I vegri dei Colli Euganei hanno un grado di conservazione buono, anche se non mancano i casi di eccellenza in termini di qualità strutturale e funzionale; rari, invece, gli ambiti in cui l'habitat presenta un grado di conservazione medio o ridotto (Sitzia *et al.* 2010).

A



B



Figura 2.4. *Ophrys sphegodes* (A) e *Anacamptis morio* (B), tra le orchidee più caratteristiche dei vegri (foto di Giulia Corradini).

2.2.2 La vegetazione

I Colli Euganei si trovano in una posizione di transizione tra il bioma mediterraneo e quello temperato (Kaltenrieder *et al.* 2010). Le temperature medie annuali sono miti (13.0-10.8°C); questo clima diverge rispetto ai tipi mediterranei e submediterranei in quanto presenta elevata umidità dell'aria in tutte le stagioni, ma con piogge annue in valore assoluto (720-870 mm) non molto lontane dal minimo necessario al bosco e simili a quelle proprie dei climi mediterranei (Susmel e Famiglietti 1968). I caratteri mediterranei si accentuano sui pendii esposti a sud più secchi e si attenuano molto in quelli esposti a nord e nelle valli strette e profonde, più fresche. Questi caratteri climatici fanno sì che la composizione dei vegri si discosti da quella tipica di prati fisionomicamente simili, ma ubicati in altre regioni fitogeografiche (Villani *et al.* 2016).

A causa della scarsità di nutrienti e della siccità del suolo, la produzione foraggera dei vegri è scarsa, anche se questa non fornisce un quadro reale della produzione totale, visto che le specie xeromorfe, come sono quelle caratteristiche, presentano le parti ipogee più sviluppate di quelle aeree.

I prati aridi calcarei di cui ci occupiamo in questo libro possono essere distinti sulla base della specie erbacea dominante: i brometi e i brachipodieti, rispettivamente dominati da *Bromus erectus* e da *Brachypodium rupestre*, distribuiti sui terreni calcarei e marnosi soprattutto del settore meridionale dei Colli. I festuceti a *Festuca stricta* subsp. *sulcata* (= *Festuca rupicola*) sono invece limitati ai suoli vulcanici del crinale del Monte Ceva, e non sono materia di questo libro.

Brometi e brachipodieti sono praterie secondarie, derivate dall'abbandono di aree un tempo coltivate, oppure utilizzate per il pascolo o la produzione di foraggio. Dal punto di vista fitosociologico essi appartengono alla classe *Festuco-Brometea*, che raggruppa le praterie mesoxeriche e xeriche a distribuzione centroeuropea e submediterranea. La combinazione diagnostica di questa classe comprende: *Brachypodium rupestre*, *Cleistogenes serotina*, *Bothriochloa ischaemum*, *Eryngium amethystinum*, *Asperula cynanchica* subsp. *cynanchica*, *Silene vulgaris* subsp. *angustifolia*, *Euphorbia cyparissias*, *Stachys recta* subsp. *recta*, *Poterium sanguisorba* subsp. *balearicum* e *Pilosella officinarum*.

Le comunità dei vegri appartengono secondo diversi autori all'ordine *Scorzoneretalia villosae* (Terzi 2015, Fantinato *et al.* 2016), e sarebbero quindi da attribuire all'habitat 62A0 "Formazioni erbose secche della regione submediterranea orientale (*Scorzoneretalia villosae*)" (Lasen *et al.* 2010). Tuttavia, la composizione di molti vegri, specialmente laddove le orchidee siano numerose, potrebbe essere più vicina a quella caratteristica dell'ordine *Brometalia erecti*. Di fatto, pur essendo chiara l'appartenenza dei prati aridi calcarei dei Colli Euganei alla classe *Festuco-Brometea*, la loro posizione sintassonomica è critica e controversa, complicata dalla presenza di influssi fitogeografici discordanti e che si ripercuotono nella scarsa adattabilità dei modelli esistenti (Villani *et al.* 2016), relativi a prati aridi collinari e submontani del bordo meridionale delle Alpi venete (Caniglia *et al.* 1995, Lasen 1995, Tasinazzo 2001) o dell'Appennino settentrionale (Biondi *et al.* 1995).

Fatti salvi i limiti interpretativi suesposti, in questo libro i vegri sono stati trattati come habitat di interesse comunitario iscritti nell'allegato I della Direttiva Habitat col codice 6210 "Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (*Festuco-Brometalia*)". Qualora nei prati si riscontri una "notevole fioritura di orchidee", allora essi si classificano habitat di interesse comunitario prioritari.

I brometi a *Bromus erectus* possono comprendere un numero variabile di xerofite, per lo più camefite in grado di insediarsi su terreni ad elevata pietrosità e, in quanto dotate di adattamenti idonei, capaci di superare periodi prolungati di scarsa disponibilità idrica. Tra le più tipiche e frequenti sono *Artemisia alba*, *Teucrium montanum* e *Fumana procumbens*. In condizioni meno proibitive, con suolo più

profondo e in condizioni di maggiore disponibilità idrica, compaiono specie più esigenti di nutrienti, come *Linum tenuifolium* e *Agrostis capillaris*.

I brachipodieti a *Brachypodium rupestre* sono formazioni mesofile che presentano analogie compositive con i brometi, con i quali formano complessi mosaici di vegetazione, ma dai quali si distinguono fisionomicamente per la specie dominante che conferisce loro cromatismi particolari. Hanno l'aspetto di praterie chiuse dove *Brachypodium rupestre* raggiunge coperture quasi totali. Il compatto tappeto costituito dai suoi cespi ostacola l'attecchimento dei semi delle altre specie, per cui i brachipodieti sono cenosi floristicamente più povere dei brometi. *Geranium sanguineum*, *Lathyrus latifolius* e *Aster amellus* sono specie quasi costantemente presenti. Sono specie erbacee perenni tipiche di frangia boschiva termofila (*Trifolio-Geranietaea sanguinei*), che indicano le potenzialità dinamiche di queste formazioni verso la ricostituzione del manto forestale.

La priorità dell'habitat di interesse comunitario 6210, a cui, come abbiamo visto, queste praterie possono essere assegnate, è subordinata al verificarsi, comune sugli Euganei, di copiose fioriture di orchidee. Tuttavia, il contingente delle *Orchidaceae* si presenta più ricco nei brometi mesofili e in quelli parzialmente, ma non eccessivamente, interessati da fenomeni di colonizzazione di specie arbustive. Vanno peraltro riferiti a questo codice, come evidente dalla denominazione, anche i frequenti stadi di cespugliamento che ospitano molte specie ecotonali.

2.2.3 Le specie caratteristiche e le specie tipiche dell'habitat 6210

Come abbiamo visto nell'introduzione (§ 1.1.5), le specie caratteristiche dei tipi di habitat di interesse comunitario vanno identificate facendo riferimento ad un manuale europeo (European Commission 2013) e ad uno italiano (Biondi *et al.* 2010).

Secondo il manuale italiano, che riprende, in parte, quello europeo, le specie caratteristiche dell'habitat 6210 sono: *Anthyllis vulneraria* (aggr.), *Arabis hirsuta*, *Campanula glomerata*, *Carex caryophyllea*, *Carlina vulgaris* subsp. *vulgaris*, *Centaurea scabiosa* subsp. *scabiosa*, *Dianthus carthusianorum* subsp. *carthusianorum*, *Eryngium campestre*, *Koeleria pyramidata*, *Leontodon hispidus* subsp. *hispidus*, *Medicago falcata*, *Polygala comosa*, *Primula veris* subsp. *veris*, *Poterium sanguisorba* subsp. *sanguisorba*, *Scabiosa columbaria* subsp. *columbaria*, *Veronica angustifolia*, *Veronica prostrata*, *Fumana procumbens*, *Globularia bisnagarica* e *Hippocrepis comosa*. Tra le orchidee, le più frequenti sono: *Anacamptis morio*, *Anacamptis pyramidalis*, *Dactylorhiza sambucina*, *Himantoglossum adriaticum*, *Neotinea tridentata*, *N. ustulata*, *Ophrys apifera*, *O. bertolonii* subsp. *bertolonii*, *O. holosericea* subsp. *holosericea*, *O. fusca*, *O. insectifera*, *O. sphegodes* subsp. *sphegodes*, *Orchis mascula* subsp. *mascula*, *O. militaris*, *O. pauciflora*, *O. provincialis*, *O. purpurea* e *O. simia*.

Il manuale italiano menziona inoltre: *Narcissus poeticus*, *Trifolium montanum* subsp. *rupestre*, *T. ochroleucon*, *Potentilla rigoana*, *P. incana*, *Filipendula vulgaris*,

Ranunculus breyninus (= *R. oreophilus*), *R. apenninus*, *Allium sphaerocephalon* subsp. *sphaerocephalon*, *Armeria canescens*, *Knautia collina*, *Salvia pratensis* subsp. *pratensis*, *Centaurea triumfetti*, *Inula montana*, *Leucanthemum heterophyllum*, *Senecio scopolii* subsp. *scopolii*, *Tragopogon pratensis*, *T. samaritanii*, *Helianthemum apenninum*, *Festuca robustifolia*, *Eryngium amethystinum*, *Polygala flavescens* subsp. *flavescens*, *Trinia dalechampii*, *Ionopsidium savianum*, *Klasea lycopifolia* e *Luzula campestris*.

Non tutte le specie citate sono presenti sui Colli Euganei e qualcuna, molto caratteristica, non è elencata in quanto diffusa solo in Italia settentrionale. In definitiva, le specie caratteristiche, tra quelle censite nel presente studio, sono le seguenti (in ordine di frequenza osservata): *Bromopsis erecta* subsp. *erecta* (= *Bromus erectus*), *Poterium sanguisorba* subsp. *sanguisorba*, *Scabiosa triandra*, *Brachypodium rupestre*, *Salvia pratensis* subsp. *pratensis*, *Koeleria pyramidata*, *Hippocrepis comosa*, *Eryngium amethystinum*, *Globularia bisnagarica* (= *G. punctata*), *Fumana procumbens*, *Campanula glomerata*, *Medicago falcata*, *Allium sphaerocephalon* subsp. *sphaerocephalon*, *Anacamptis pyramidalis*, *Arabis hirsuta*, *Ophrys sphegodes* subsp. *sphgodes*, *Orchis simia*, *Carlina vulgaris* subsp. *vulgaris*, *Orchis purpurea*, *Centaurea scabiosa* subsp. *scabiosa*, *Himantoglossum adriaticum*, *Anacamptis morio* (= *Orchis morio*), *Carex caryophyllea*, *Leontodon hispidus* subsp. *hispidus*, *Anthyllis vulneraria* subsp. *versicolor*, *Anacamptis* (= *Orchis*) *papilionacea*, *Cephalanthera longifolia*, *Dianthus carthusianorum* subsp. *carthusianorum*, *Neotinea* (= *Orchis*) *tridentata*, *Ophrys apifera*, *Ophrys bertolonii* subsp. *benacensis*, *Orchis militaris*, *Orchis simia* × *purpurea*, *Polygala comosa*, *Spiranthes spiralis* e *Tragopogon orientalis* (= *pratensis* subsp. *orientalis*).

Dato che il piano di campionamento non ha previsto una distinzione delle comunità sulla base della loro appartenenza a specifiche categorie sintassonomiche, non sono state inserite nella lista le specie che il manuale italiano considera caratteristiche soltanto di un'alleanza: *Carex flacca* subsp. *flacca*, *Ranunculus bulbosus*, *Galium verum* subsp. *verum*, *Pimpinella saxifraga* subsp. *saxifraga* e *Thymus pulegioides* (*Mesobromion*); *Carex halleriana* e *Odontites luteus* subsp. *luteus* (*Xerobromion*).

Le specie tipiche, come abbiamo visto nel § 1.1.5, sono elencate da ciascuno Stato Membro al momento della trasmissione dei dati del *reporting* periodico. Le specie indicate come tipiche dell'habitat 6210 per la regione continentale italiana, per il periodo 2007-12 (EIONET 2018), sono: *Centaurea ambigua* subsp. *ambigua*, *Helianthemum apenninum*, *Eryngium amethystinum*, *Carex humilis*, *Bromopsis erecta* subsp. *erecta* (= *Bromus erectus*), *Asperula purpurea*, *Brachypodium rupestre*, *Erysimum pseudorhaeticum*, *Festuca circummediterranea*, *Crepis lacera* subsp. *lacera*, *Koeleria pyramidata*, *Ophrys* spp., *Orchis* spp., *Anthyllis vulneraria* (aggr.), *Anacamptis pyramidalis*, *Achillea tenorei*, *Sesleria nitida* subsp. *nitida*, *Phleum hirsutum* subsp. *ambiguum*, *Brachypodium genuense* e *Allium* spp.

Solo alcune di esse sono presenti sui Colli Euganei. Visto che l'intento di individuare le specie tipiche (§ 1.1.4) è quello di utilizzarle come indicatori dello stato delle funzioni e della struttura degli habitat, vedremo nel § 4 che *Artemisia alba* è

una specie che ha tutte le caratteristiche per essere aggiunta alla lista, almeno con riferimento ai Colli Euganei.

2.2.4 Le successioni vegetali

L'origine dei vegri è antropica; la loro evoluzione spontanea verso la boscaglia, anche sui suoli più poveri, è inevitabile. Questo processo, negli anni recenti, si è reso ben visibile. In assenza di pascolamento, o di una gestione che prevede sfalci periodici, gli arbusti si insediano, più o meno rapidamente a seconda dell'esposizione, della disponibilità idrica del sottosuolo, dell'inclinazione dei versanti e della compattezza del substrato. Si insediano sia le fanerofite cespugliose, sia le fanerofite arboree, senza un ordine preciso di priorità; molto dipende dalla capacità di disseminazione e di adattamento delle singole specie.

Sono frequenti e capaci di affermarsi molto rapidamente: *Asparagus acutifolius*, *Paliurus spina-christi*, *Prunus spinosa*, *Rosa canina*, *R. corymbifera*, *Rubus ulmifolius* e *Spartium junceum*, cioè le specie eliofile che prediligono i suoli poveri di humus. La loro espansione, in assenza di competitori arborei, altrettanto adattabili e a crescita ugualmente rapida, crea densi intrichi che evolvono verso il bosco con estrema lentezza, creando nel frattempo situazioni di forte degrado. In subordine si affermano: *Celtis australis*, *Cornus sanguinea* subsp. *hungarica*, *Cotinus coggygria*, *Crataegus monogyna*, *Cytisus hirsutus*, *Euonymus europaeus*, *Fraxinus ornus*, *Juniperus communis*, *Cytisus nigricans* subsp. *nigricans*, *Pistacia terebinthus*, *Rosa agrestis*, *R. gallica*, *Rubus sect. Corylifolii*, *Viburnum lantana* e, più raramente, *Ostrya carpinifolia*. Solo successiva è la penetrazione delle querce, in particolare di *Quercus pubescens*. Molto rara è infine *Osyris alba*, una nanofanerofita di pregio, che trova sugli Euganei l'unico punto di diffusione sui rilievi del Veneto.

Tutto l'insieme, però, si caratterizza spesso per una forte presenza di piante legnose esotiche tra cui hanno un fortissimo impatto: ailanto, *Broussonetia papyrifera* e robinia. Le prime due riescono a formare popolamenti fitti e densi in grado di impoverire fortemente la flora autoctona, ma difficilmente giungono a colonizzare interamente vaste aree. La terza, invece, se trova un suolo sufficientemente umido e profondo, grazie alla notevole vitalità dei semi, alla velocità di crescita e alla capacità di emettere polloni radicali, arriva a formare estese popolazioni che un po' alla volta diventano monofitiche e capaci di eliminare ogni traccia del manto vegetale precedente. Trascurabile è l'impatto di *Prunus dulcis*, *Punica granatum* e *Syringa vulgaris*. Risulta evidente che, per mantenere la biodiversità, è necessaria una gestione attenta, valutando caso per caso quali interventi eseguire. Viste le dinamiche in atto, nella maggior parte delle situazioni è necessario impedire l'affermazione delle specie legnose, in particolare quando queste sono esotiche. Infatti, lo sviluppo della copertura arborea non procede normalmente verso l'ostrio-querceto potenziale (Figura 2.5, p. 36).

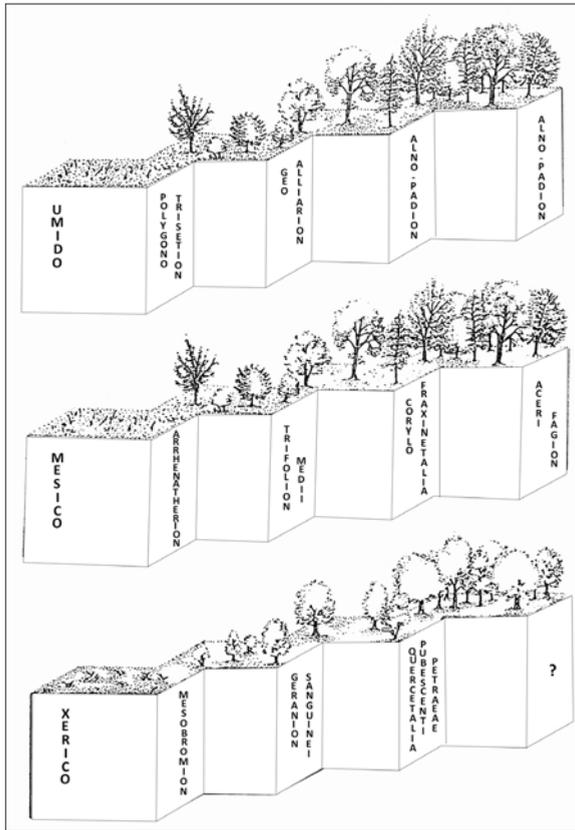


Figura 2.5. Schema delle affinità fitosociologiche tra i diversi raggruppamenti nel corso della successione secondaria in diverse fitocenosi erbacee (da Bozon e Grossi 1993, modif.). Queste successioni possono essere impedito dal propagarsi di specie arboree esotiche, in modo particolare di ailanto e robinia.

2.3 Le farfalle

2.3.1 Introduzione

Come tutti gli insetti, le farfalle (o lepidotteri) sono artropodi e, come gli altri rappresentanti di questo *phylum* animale, vanno incontro a vistose metamorfosi, che consistono in un cambiamento più o meno notevole di forme e di modo di vivere. Ciò si verifica al termine dell'età giovanile, cosicché spesso l'adulto è un animale completamente differente dal giovane, detto larva o, più comunemente, nel caso delle farfalle, bruco. Cessato lo sviluppo, la larva si trasforma in pupa, che nelle farfalle è detta crisalide ed è talvolta racchiusa in un astuccio di seta: il bozzolo; durante questo stadio, l'ultimo della metamorfosi, prende forma definitiva l'adulto (Figura 2.12, p. 51).

Le farfalle si differenziano dagli altri insetti per avere i lobi mascellari esterni allungati a formare una tromba spirale; le loro ali sono membranose e coperte

A



B



C



Figura 2.6. Le farfalle costituiscono, assieme alla multicolore flora, il più bell'ornamento dei vegri, come in questi esempi: *Cupido argiades* (A: ♀ B: ♂) e *Pseudophilotes baton* (C) (foto di Paolo Paolucci).

di scagliette variamente colorate; i bruchi sono provvisti di piedi addominali; la cuticola delle crisalidi permette di vedere abbozzati gli organi esterni dell'adulto.

Le farfalle costituiscono, assieme alla multicolore flora, il più bell'ornamento dei vegri (Figura 2.6). Le loro larve sono spesso legate a specifiche piante nutrici. Quelle che si alzano in volo diurno, delle quali ci occupiamo in questo libro, fanno parte dei ropaloceri, *taxon* privo di validità sistematica, che raggruppa le farfalle diurne, sicuramente le più vistose e quelle che maggiormente danno colore ai vegri, sebbene non superino in numero gli eteroceri, farfalle prevalentemente notturne.

La fauna dei lepidotteri ropaloceri dei Colli Euganei fu accuratamente studiata alla fine del secolo scorso e all'inizio di questo (Negrisolo e Calore 1997, Negrisolo e Calore 1999, Negrisolo e Uliana 2006, Rossi di Schio e Ponchia 2008, Uliana

2008). Ulteriori e più mirate ricerche avvenute in questo ultimo decennio hanno confermato quanto già noto nel passato, permettendo tuttavia di ampliare, anche se di poco, il numero delle specie presenti, che attualmente è di 68 *taxa*. Questi studi hanno anche contribuito a definire con maggiore accuratezza il legame delle singole specie o gruppi di specie ai singoli habitat.

L'attuale fauna dei lepidotteri euganei si discosta notevolmente da quella che doveva essere presente anche solo un secolo fa; testimonianze di specie ormai scomparse a causa delle modifiche non solo dell'habitat ma anche del clima, sono presenti in alcuni scritti della fine dell'800 (Contarini 1843). In quel periodo, d'altro canto, erano segnalate non solo farfalle, ma anche vertebrati tipici di ambienti più schiettamente prealpini o montani (Arrigoni degli Oddi 1845).

I Colli Euganei, a causa del loro isolamento, hanno conservato faune relittuali, povere soprattutto di specie terrestri, poco mobili, e per le quali l'estesa pianura che divide le colline euganee da quelle beriche, costituisce una barriera difficile da superare. Nel caso delle farfalle, la situazione attuale rappresenta sicuramente l'evoluzione di una fauna maggiormente legata agli habitat pratici, che sino a non molto tempo fa occupava aree ben più vaste di quelle attuali, sia sulle sommità dei rilievi, sia sui dolci declivi e nelle valli. Anche la storia forestale dei Colli Euganei, soprattutto quella recente degli ultimi cinquanta anni, ha contribuito a modificare l'assetto della fauna favorendo in particolare le specie boschive a scapito di quelle prative. Non va sottovalutato, come abbiamo visto nel § 2.2.4, il disturbo causato dall'invasione di piante esotiche, che in molti casi hanno modificato o banalizzato gli habitat al punto tale da creare situazioni poco consone, per non dire inospitali, alla fauna autoctona dei lepidotteri (Figura 1.1, p. 20).

2.3.2 Esperidi

Piccoli, dal volo veloce e irregolare, e per questo elusivi, gli esperidi differiscono dagli altri ropaloceri per alcune caratteristiche anatomiche del capo e delle antenne. Il capo e il corpo sono decisamente robusti e le antenne terminano spesso con una sorta di uncino. La larva vive in un astuccio costruito con frammenti di foglie intrecciate da fili di seta; una volta cessato lo sviluppo, essa si incrisalida in una foglia arrotolata, proteggendosi così dai predatori.

Le specie sinora note per gli Euganei sono sei, e comprendono forme tipiche dei vegri e di ambienti cespugliati. Sono prevalentemente farfalle monofaghe o oligofaghe, legate quindi a determinate specie botaniche o a pochi generi della stessa famiglia: *Spialia sertorius* dipende da *Poterium sanguisorba*; *Carcharodus alceae* dal genere *Malva*; *Pyrgus armoricanus* e *P. malvoides* da rosacee dei generi *Potentilla* e *Fragaria*. Infine, *Thymelicon lineola* e *Ochlodes sylvanus*, con esigenze più nemorali delle altre specie, sono legate a varie graminacee.

Erynnis tages e *Hesperia comma*, rinvenute sugli Euganei sino agli anni cinquanta del secolo scorso, non sono più state segnalate. Le cause di tale apparente estinzione locale non sono note e appaiono anche poco chiare considerando che almeno *E. tages* è piuttosto comune sia nella pianura limitrofa, sia sui rilievi Berici.

Nelle aree collinari e di pianura del Veneto, *Pyrgus malvoides* sembra vicariante di *P. malvae* (Bonato *et al.* 2014). Le due specie presentano pochissime differenze nei caratteri morfologici esterni; una corretta determinazione può essere fatta unicamente tramite esame in laboratorio delle armature genitali, e per molto tempo *P. malvoides* fu considerata sottospecie di *P. malvae*.

Le conoscenze sulla distribuzione degli esperidi sui Colli Euganei sono ancora lacunose; per le dimensioni e per il comportamento di volo sfuggono facilmente all'osservazione.

2.3.3 Papilionidi

Questa famiglia comprende le farfalle in assoluto più vistose e belle; hanno in genere grandi dimensioni e sontuose livree. Le ali posteriori sono ornate di un'appendice a coda più o meno lunga. Le due specie di questa famiglia, *Papilio machaon* e *Iphiclides podalirius*, sono piuttosto comuni e ben distribuite sul territorio.

La prima è tipicamente prativa e le sue piante ospiti principali sono la carota selvatica (*Daucus carota*) e il finocchio selvatico (*Foeniculum vulgare*). *H. podalirius* è più legata a habitat di macchia, ovideponendo principalmente sui *Prunus*, comprese le sue cultivar. Le incursioni degli adulti di questa specie sui siti prativi sono legate esclusivamente alla ricerca di nettare.

Essendo entrambe grandi volatrici sono in grado di colonizzare facilmente nuovi territori; per entrambe non esistono cause di minaccia.

2.3.4 Pieridi

Le pieridi sono farfalle dal colore bianco, giallo o arancione; le loro antenne sono molto sottili e dotate di un'appendice a clava ben sviluppata.

Sui Colli Euganei sono presenti undici specie di questa omogenea famiglia, la maggior parte delle quali vivono in habitat prativi. Il genere *Pieris* comprende farfalle molto diffuse e talvolta considerate dannose alle colture orticole. *Pieris rapae*, *P. napi* e *P. brassicae* sono molto comuni e diffuse su tutto il territorio, mentre, al contrario, *P. manni* è piuttosto scarsa, anche se con popolazioni localmente abbondanti, soprattutto in primavera. Nel complesso, si tratta di lepidotteri legati alle crucifere, tipiche piante di habitat prativi, spesso anche fortemente degradati e di ambienti agrari.

Le popolazioni dei Colli Euganei di *Colias crocea* e *C. alfacariensis* sono composte per lo più da individui erratici, diffusi soprattutto nei mesi primaverili e tardo estivi o autunnali, mentre le popolazioni riproduttive sembrano piuttosto rare e localizzate. Tra l'altro, l'effettiva distribuzione di *C. alfacariensis* non è facile da stabilire poiché gli adulti sono molto simili a *C. hyale*, che occasionalmente è presente anche in Veneto e dalla quale la prima può essere distinta solo per la combinazione di alcuni caratteri nel disegno delle ali, che non sono sempre agevoli da individuare in natura. Una maggiore sicurezza è data dal confronto tra i bruchi delle due specie, che sono molto diversi l'uno dall'altro.

Tipica, se non addirittura esclusiva dei vegri, è *Pontia* (= *Pieris*) *edusa*, le cui larve si sviluppano sulle *Reseda*, sulle *Sinapis*, sui *Sisymbrium* e sulle *Thlaspi*. Questa specie compare piuttosto presto in primavera dopo aver svernato allo stadio di pupa, sia con individui appena sfarfallati, sia con numerosi altri migranti o erratici. *P. edusa* è nota come farfalla molto mobile, capace di voli piuttosto lunghi; grazie anche alle numerose generazioni che si susseguono da marzo a ottobre, è presente in pratica durante tutta la buona stagione e costituisce uno degli elementi più caratterizzanti le cenosi erbacee aride dei Colli Euganei, dimostrando una spiccata eliofilia.

Tra le specie nemorali, caratteristiche degli habitat di margine, *Anthocaris cardamine* è la più diffusa e facile da individuare, grazie alla colorazione arancione dei maschi. All'inizio della primavera, prima che le foglie degli alberi germoglino, frequenta l'interno dei boschi spostandosi al margine di questi non appena ne aumenta la copertura. I luoghi frequentati sono quelli dove vegetano *Cardamine* e *Alliaria*, sue tipiche piante ospiti, sconfinando al massimo sui margini erbosi particolarmente freschi e ombrosi. L'unica generazione è in volo dalla fine dell'inverno sino a metà primavera.

Anche *Gonepteryx rhamni* e *Aporia crataegi* sono legate agli habitat forestali e le loro piante ospiti appartengono a specie legnose arbustive, come alcune ramnacee (*Frangula alnus* e *Rhamnus cathartica*) e diverse rosacee (*Prunus* e *Crataegus*). Sui Colli Euganei, *A. crataegi* sino a non molti decenni fa era una specie localmente molto comune e diffusa, talvolta dannosa ai frutteti, mentre ora appare rara, presente con poche, rade popolazioni locali. Pur non essendoci a livello nazionale preoccupazioni riguardo alla consistenza delle sue popolazioni, il declino recente di *A. crataegi* per l'area collinare e di pianura del Veneto è chiaramente documentato.

Infine, *Leptidea sinapis* può essere considerata una specie tipica del margine del bosco, presente in tutto il territorio con popolazioni ricche e ben conservate. Il genere *Leptidea* è stato oggetto di alcuni studi recenti che hanno evidenziato la presenza nel Veneto di almeno due specie: *L. sinapis*, ampiamente diffusa dalla pianura sino all'area alpina, e la più localizzata e montana *L. juvernica* (Gallo *et al.* 2015). La distinzione tra le due specie si basa sull'esame dell'apparato copulatore da eseguirsi in laboratorio; sui Colli Euganei è stata accertata solo la presenza di *L. sinapis*.

2.3.5 Licenidi

Gli adulti di queste farfalle sono piccoli, hanno ali dai colori metallici e un corpo villosa ornato di anelli bianchi e neri che danno loro un caratteristico aspetto. Le larve intrattengono spesso relazioni con diverse specie di formiche, mutualistiche, parassitiche o predatorie, a seconda delle specie. Questo comportamento di simbiosi con le formiche è comune a molte specie di licenidi e spesso è il limite più importante per la loro presenza e diffusione; è sempre necessario che la pianta ospite si trovi nelle immediate vicinanze delle colonie dei formicidi e la relazione tra una determinata specie di lepidottero e quella della formica è, in molti casi, molto stretta.

Sui Colli Euganei vivono venticinque specie di questa famiglia. La maggior parte di esse è associata a habitat prativi; tra queste, molte possono essere considerate esclusive dei vegri, altre invece si trovano solamente in siti erbosi freschi e umidi.

Lycaena phlaeas, *Cupido argiades*, *Aricia agestis* e *Polyommatus icarus* sono le specie più comuni e più rappresentate nelle comunità dei ropaloceri degli ambienti erbosi. Sono legate a piante ospiti abbondanti e molto diffuse come diversi *Rumex*, varie papilionacee e alcune comuni geraniacee. Tale caratteristica, unita al fatto che posseggono un alto grado di tolleranza nei riguardi della qualità dell'habitat, permette loro di colonizzare anche aree antropizzate e fortemente degradate. In particolare *P. icarus* è la specie in assoluto più comune e abbondante proprio nei siti erbosi cittadini.

Una specie esclusiva dei prati è *Lycaena tityrus*, che esige habitat umidi e freschi con copertura erbacea continua, collocati soprattutto al margine tra gli ambienti coltivati di fondo valle, dove abbondano i *Rumex* che servono da nutrimento ai suoi bruchi, e la bassa boscaglia, tra i cui arbusti si riparano gli adulti.

Su lembi relitti di siti erbosi umidi, più tipicamente gli argini dei corsi d'acqua, e i luoghi con forte ristagno idrico, dove si insediano le comunità delle alte erbe igrofile, vivono ancora piccoli nuclei di *Lycaena dispar*. Le popolazioni relitte dei Colli Euganei, a causa del loro isolamento, sono particolarmente minacciate. Anche se sembra una specie piuttosto ben distribuita nella nostra regione, soffre della disgregazione delle popolazioni poiché l'habitat particolare in cui vive è sempre più ristretto dalle pratiche agricole (Figura 2.7, p. 42).

Cupido minimus, *C. alceas* e *Glaucopsyche alexis* sono specie spiccatamente termofile che vivono sui vegri dei versanti meridionali dei rilievi, con scarsa o assente copertura arborea e arbustiva; più raramente vivono sui prati mesofili. Sono ovunque poco diffuse, nonostante i loro bruchi si nutrano di un gran numero di specie di papilionacee, alcune delle quali piuttosto frequenti in molti siti erbosi degli Euganei. La causa della loro scarsa diffusione è probabilmente legata al fatto che le larve devono essere accudite da formiche dei generi *Camponotus*, *Crematogaster*, *Formica*, *Lasius* e *Myrmica*, dipendendo quindi dalla consistenza delle colonie di questi imenotteri.

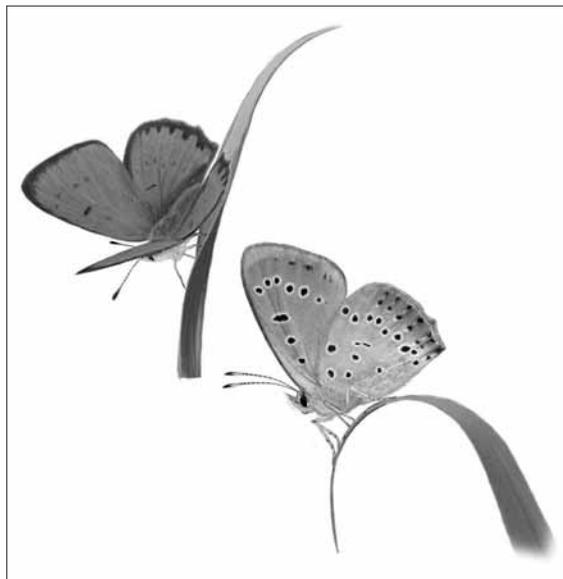


Figura 2.7. *Lycaena dispar*, specie iscritta negli allegati II e IV della Direttiva Habitat le cui popolazioni euganee sono particolarmente minacciate a causa del loro isolamento (disegno di Paolo Paolucci).

getano i *Sedum* di cui si nutrono le sue larve, e vivono le formiche simbionti del genere *Camponotus*. Poco diffuso, questo inconfondibile licenide frequenta anche i pendii erbosi terrazzati su suolo pietroso, un tempo destinati a vigneto.

Altre due farfalle caratteristiche degli habitat prativi aridi degli Euganei sono *Plebeius argus* e *Plebeius argyrognomon*. Sono due specie poco comuni, presenti in maniera molto puntiforme e con popolazioni scarse. Preferiscono siti con copertura erbacea discontinua e con bassi arbusti. Come nel caso di altri licenidi, esigono la presenza di colonie di formiche, soprattutto dei generi *Lasius*, *Camponotus* e *Myrmica*, che accudiscano i bruchi nei primi stadi di vita (Figura 2.8, p. 43).

Cyaniris semiargus è un altro componente delle faune dei licenidi di siti prativi; sui Colli Euganei è molto localizzato e presente solo in poche radure erbose all'interno di boscaglie termofile o xerotermofile, ai margini dei vigneti o degli uliveti.

Particolarmente legati a luoghi erbosi sono anche *Polyommatus bellargus* e *P. thersites*; entrambe esclusive di ambienti assolati, aridi e con vegetazione discontinua, tollerano tuttavia una modesta copertura arbustiva. La loro presenza è subordinata a quella contemporanea delle piante ospiti: *Hippocrepis*, *Onobrichis* e *Securigera*, e di colonie di formiche *Lasius*, *Myrmica* e *Plagiolepis*.

P. bellargus ha una diffusione più ampia rispetto a *P. thersites*, che è stata osservata solo recentemente sui Colli Euganei e della quale si conoscono solo poche popolazioni molto localizzate.

Pseudophilotes baton forma raramente colonie numerose ed è presente unicamente sui vegri con vegetazione discontinua, in cui vegetano le sue più tipiche piante ospiti (*Thymus*, *Satureja*, *Calamintha* e *Mentha*) su cui vivono le formiche *Lasius* e *Myrmica*, con le quali questa farfalla instaura i rapporti simbiotici. Può essere considerata una delle specie che più di molte altre caratterizza i vegri; la corretta gestione di questi habitat è perciò di fondamentale importanza per il mantenimento delle sue poche, ed isolate, popolazioni euganee.

Tra le specie più esigenti in fatto di scelta dell'habitat c'è *Scolitantides orion*: questa specie s'insedia unicamente nei luoghi rocciosi aridi e assolati, in cui ve-



Figura 2.8. Una formica del genere *Camponotus* intenta a nutrire un bruco di un licenide (da Hojo *et al.* 2009).

Molti dei licenidi sin qui trattati sono elementi caratterizzanti i vegri e la loro presenza può essere un buon indicatore dello stato di questi importanti habitat. Tra le cause principali della riduzione delle loro popolazioni, vi è sicuramente l'invasione di specie vegetali esotiche, sia erbacee, sia arbustive, sia arboree, e la frammentazione degli habitat causata dall'espansione del bosco (§ 2.2.4).

Un gruppo ben definito di licenidi dipende dai boschi e dalle siepi. Tra le più forestali c'è *Favonius quercus* che vive nelle boscaglie xerotermofile di roverella miste con ornio e carpino nero, nelle macchie di leccio (*Quercus ilex*) o nei più freschi boschi di rovere (*Quercus petraea*), acero (*Acer spp.*) e castagno (*Castanea sativa*). Talvolta colonizza anche singoli alberi isolati, purché si trovino nei pressi di boschi. Questa specie utilizza le fronde delle querce sia per lo sviluppo delle larve sia per alimentarsi da adulta, sfruttando soprattutto gli essudati zuccherini secreti dagli afidi. Emerge dalla crisalide tra la fine di maggio e i primi di giugno, compiendo un'unica generazione; in annate particolari le sue popolazioni possono essere molto numerose.

Callophrys rubi, *Satyrium w-album*, *S. ilicis* e *S. acaciae* costituiscono una comunità di specie tipiche degli habitat di ecotono forestale e delle grandi siepi marginali. *C. rubi* ha tra le sue piante ospiti diverse papilionacee, oltre a *Helianthemum nummularium*, *Cornus sanguinea* e alcuni *Rubus*, ed è quella più diffusa, presente talvolta anche negli habitat prativi che frequenta soprattutto per ricercare il nettare. Le altre tre specie dipendono maggiormente dalla vicinanza del bosco, avendo come piante ospiti l'olmo (*Ulmus minor*), il prugnolo (*Prunus spinosa*) e diverse querce. Anche per la ricerca del nettare esse non si allontanano molto dai margini del bosco, preferendo visitare soprattutto i fiori dei rovi e quelli dei contigui siti erbosi freschi e umidi. Le popolazioni di queste specie sono talvolta abbondanti, ma sempre molto localizzate. Tra tutte, *S. acaciae* è apparentemente la meno diffusa, anche se tale impressione è probabilmente dovuta alla scarsa visibilità della specie e alle forti oscillazioni demografiche annuali.

Celastrina argiolus, potendosi sviluppare su diverse piante arbustive molto diffuse, ha una distribuzione molto ampia, ma le sue abbondanze sono sempre scarse, anche se non è propriamente rara. È molto legata alla presenza dei boschi, anche di modesta estensione, di boscaglie e di giardini; le sue larve si nutrono soprattutto delle foglie dell'edera (*Hedera helix*), ma si possono sviluppare pure sui rovi, su *Calluna vulgaris*, sul ligustro (*Ligustrum vulgare*), sul corniolo (*Cornus mas*) e su molti altri cespugli e alberi, compresa la robinia. *C. argiolus* è presente spesso anche nei centri abitati, purché vi siano siepi di ligustri e popolamenti di edera. Tra i licenidi forestali è la meno gregaria e la sua presenza si manifesta sempre con pochi adulti.

Nonostante i licenidi comprendano specie di modeste dimensioni, ve ne sono alcune migratrici a lungo raggio. *Leptotes pirithous* e *Lampides boeticus* sono presenti sugli Euganei solo con individui di origine migratrice; sembra, infatti, che non esistano colonie riproduttive stabili in tutto il nord Italia, nonostante si tratti di specie notoriamente polifaghe. Esse sono più abbondanti dalla tarda estate all'autunno, ed esigono una ricca presenza di fiori in grado di offrire alimento abbondante e sicuro durante i loro spostamenti. Normalmente, queste specie giungono con individui isolati, anche se *Lampides boeticus*, recentemente, sembra in aumento, proprio sui vegri euganei, dove in certe annate è presente con nuclei numerosi.

Originario del Sudafrica è il piccolo *Cacyreus marshalli*, le cui popolazioni si sono diffuse in seguito al commercio di piante ornamentali. Ora è ben diffuso nel territorio, in particolare in prossimità degli abitati; recentemente è riuscito a espandersi su alcune aree prative di fondovalle, dove, probabilmente, sfrutta come pianta nutrice anche il comune e diffuso *Geranium sanguineum*.

2.3.6 Ninfalidi

I ninfalidi costituiscono un'eterogenea famiglia di lepidotteri che comprende specie con ecologie molto differenti tra loro, anche se una buona parte delle ventiquattro specie rinvenute sui Colli Euganei può essere considerata tipica dei prati. Negli adulti di questa famiglia le zampe anteriori sono relativamente piccole e non funzionali, sicché essi si poggiano solamente su quattro zampe.

Diversi ninfalidi dimostrano un singolare pendolarismo tra le aree forestali, in cui si rifugiano o compiono il ciclo larvale, e quelle aperte, in cui si nutrono gli adulti. Per altre ancora, la scelta dell'habitat tiene conto non solo della presenza delle piante ospiti e di quelle nettariifere, ma è influenzata anche dall'abbondanza di bassi cespugli e arbusti e quindi dalle caratteristiche fisionomiche del paesaggio. Ciò è evidente per alcune farfalle della sottofamiglia delle Satirinae, che tipicamente frequentano gli habitat erbosi a graminacee, piante sulle quali vivono le larve. Per queste farfalle gli arbusti sono indispensabili per ripararsi

nelle giornate ventose o in quelle nuvolose, ancor più che per quelle di altre famiglie, come i licenidi, i cui adulti possono nascondersi efficacemente anche soltanto tra l'erba.

Coenonympha pamphilus e *Maniola jurtina* sono le due specie di ninfalidi in assoluto più abbondanti e diffuse nei luoghi erbosi; grazie al gran numero di piante ospiti che possono utilizzare, sono tra le farfalle dominanti delle cenosi prative e sono diffuse anche in ambienti fortemente degradati e antropizzati. *C. pamphilus* è poco esigente per quanto riguarda l'habitat e colonizza sia prati freschi con buona copertura erbacea, sia luoghi erbosi molto degradati e disturbati. *M. jurtina* predilige invece ambienti erbosi con copertura vegetale continua e arbusti bassi, o la vicinanza di siepi.

Melitaea athalia e *M. phoebe* sono farfalle di habitat prativi mesofili, ricchi di specie nemorali, anche se di piccole estensioni e circondati da boscaglie e siepi; frequenti anche in ambienti di pianura, sono entrambe comuni nei luoghi erbosi ai lati dei coltivi e sugli argini dei corsi d'acqua. La congenera *M. didyma* invece è più legata ai vegri piuttosto estesi che si originano sui pendii assolati, anche con vegetazione discontinua; si tratta di tre specie ancora ben presenti sugli Euganei, per le quali non esistono segnali di minaccia (Figura 2.9A).

A



B



Figura 2.9. *Melitaea didyma* (A) e *Hipparchia semele* (B), due esempi di ninfalidi tipici dei prati aridi (foto di Paolo Paolucci).

Melanargia galathea, *Minois dryas* e *Hipparchia statilinus* sono tra gli elementi più caratterizzanti i vegri; legate tutte a diverse specie di graminacee prative, la loro diffusione sul territorio dipende in maniera molto stretta da tali ambienti. Pur tollerando la copertura arbustiva o arborea, purché rada, rifuggono dalle chiome chiuse e ombrose del bosco e della macchia, al punto che la loro espansione rappresenta il fattore limitante la loro presenza e diffusione. Pur condividendo talvolta i medesimi habitat, queste tre specie occupano nicchie spaziali differenti, che si caratterizzano per gradi diversi di densità della copertura erbacea.

M. galathea predilige prati con erbe piuttosto alte e dense, ricchi di piante fiorifere, talvolta falciati e intervallati da siepi e boscaglie, oppure le scarpate erbose che si sono originate sui terrazzamenti un tempo destinati alla coltura della vite. Si tratta di una specie in leggera espansione, favorita dall'aumento delle temperature. La presenza degli arbusti è invece importante per *M. dryas*. Questo grande satiride, infatti, è un tipico abitante del margine delle boscaglie e dei prati alberati ed esige un discreto ombreggiamento. *H. statilinus* è infine tipica di luoghi sabbiosi o pietrosi estesi, dove la copertura vegetale è discontinua. Tollera la presenza di isolati arbusti o di bassi alberi, ma rifugge dai luoghi eccessivamente ombreggiati.

La specie *Hipparchia semele*, congenere della precedente, frequenta ambienti aperti aridi e assolati, sconfinando talvolta anche nei caldi boschi di carpino nero e nelle rade pinete artificiali (Figura 2.9B, p. 45); si tratta sicuramente di una specie meno praticola della precedente, ma non ancora del tutto forestale come l'altra congenere, *H. fagi*. L'habitat preferito da *H. semele* è infatti la boscaglia su suolo roccioso o pietroso con vegetazione erbacea piuttosto bassa e discontinua. La presenza di bassi arbusti le è indispensabile per ripararsi nelle ore più calde del giorno.

I pendii rocciosi, le scarpate sassose e le pareti esposte a sud sono l'habitat di *Lasiommata megera*, farfalla molto comune in tutta l'area euganea. Necessita della contemporanea presenza anche di habitat erbosi, soprattutto se aridi e con copertura vegetale discontinua, ricchi di fiori sui quali si alimenta.

Un discreto numero di ninfalidi frequenta tipicamente i boschi, oppure dipende dalla presenza di grandi alberi. Rientra in questo numero *Apatura ilia*, una grande farfalla poco comune e diffusa unicamente nelle aree di fondovalle aperte, in prossimità dei corsi d'acqua o dove maggiore è la presenza di pioppi e salici, le sue tipiche piante nutrici; grande volatrice, è in grado di spostarsi lontano dai luoghi nativi soprattutto per ricercare frutti marcescenti e essudati sui tronchi delle latifoglie, dei quali si nutre.

Nymphalis polychloros e *Plygonia c-album* sono due comuni ninfalidi tipici dei piccoli nuclei arborei, delle siepi e dei margini del bosco. Rifuggono sia dai popolamenti forestali troppo densi sia dagli ambienti prativi troppo estesi; sono entrambe piuttosto comuni e talvolta sconfinano nell'ambiente agrario, purché vi siano siepi con pruni e olmi che costituiscono le loro principali piante ospiti. In alcuni anni *N. polychloros* si è rivelata dannosa ai frutteti, soprattutto ai ciliegeti.

Libythea celtis caratterizza in maniera particolare i boschi termofili su suolo roccioso, tipici dei versanti meridionali. Specie monofaga, esige la presenza esclusiva del bagolaro (*Celtis australis*), delle cui foglie si nutrono le larve dell'unica generazione annuale. È probabilmente una delle specie di ropaloceri più longeva: l'adulto emerge tra la fine di maggio e quella di giugno; trascorre i mesi più caldi in stato di torpore (diapausa) e, dopo una breve comparsa settembrina, sverna sino a marzo, quando al risveglio avvengono gli accoppiamenti e la deposizione delle uova.

Condizione essenziale per la presenza di *Limenitis reducta* sono le *Lonicera*, arbusti delle cui foglie si alimentano le larve. Non si tratta quindi di una specie propriamente forestale, quanto piuttosto tipica dei margini dei boschi o di aree più aperte caratterizzate da una fitta copertura arbustiva; essa però, nel corso dei voli territoriali, sconfinava spesso all'interno delle formazioni forestali rade e luminose. Similmente si comporta *Argynnis paphia*, le cui larve vivono sulle *Viola*; essa frequenta sia i boschi estesi e radi, alla ricerca delle piante su cui ovideporre, sia le aree marginali forestali dove maggiore è la presenza dei rovi o di *Eupatorium cannabinum*, essendo particolarmente attratta dai fiori di queste piante. È una farfalla molto gregaria, che forma gruppi numerosi ed è una delle specie più caratteristiche degli habitat di margine.

Tra le specie più legate agli ambienti ombrosi c'è anche un componente della sottofamiglia Satirinae che comprende, come abbiamo visto, specie legate per lo sviluppo larvale esclusivamente alle graminacee. La più nemorale è sicuramente *Pararge aegeria*, amante di luoghi particolarmente ombrosi e che evita sempre le aree erbose eccessivamente aperte. Comune e piuttosto diffuso, è uno dei pochi ropaloceri che può essere rinvenuto all'interno dei boschi, purché siano presenti le sue piante ospiti: *Brachypodium*, *Dactylis* e *Cynodon*.

Hipparchia fagi vive soprattutto nei boschi di carpino nero e di roverella, sui tronchi dei quali rimane a lungo posata per suggerire gli essudati che fuoriescono dalle ferite della corteccia. Predilige i boschi radi, non eccessivamente giovani, confinanti con aree prative o arbustive sulle quali occasionalmente si sposta per i voli territoriali. Può essere considerata un elemento caratterizzante il bosco termofilo di querce, carpino nero e orniello.

Le boscaglie e le siepi sono frequentate dalle due comuni vanesse *Aglais io* e *Vanessa atalanta*; entrambe si spostano da questi ambienti solo quando volano alla ricerca delle ortiche, loro tipiche piante ospiti. *V. atalanta* è un potente migratore che solo occasionalmente si riproduce da noi. Entrambe le specie svernano come adulti, i quali possono interrompere la diapausa e volare anche nel pieno dell'inverno.

Tipica specie di ecotono è anche *Coenonympha arcania*, comune e frequente solo in prossimità di siepi e boscaglie confinanti con ambienti prativi freschi, soprattutto se coperti da un manto vegetale continuo. Esige la contemporanea presenza di specie arbustive, tipicamente del rovo, per nutrirsi e per nascondersi, e di aree prative sulle cui erbe depone le uova.

Tre specie possono essere considerate erratiche, visitatrici dei prati fioriti unicamente a scopo alimentare: *Vanessa cardui*, *Aglais urticae* e *Issoria lathonia*; esse sostano solo temporaneamente nelle cenosi erbacee, durante i voli migratori o nel corso dei loro erratismi.

V. cardui compie da noi una generazione tardo-primaverile, anche se la maggior parte degli individui che si vedono volare sino all'autunno sono soggetti che si disperdono da altri luoghi riproduttivi. Questa specie è ben nota per le lunghe e abbondanti migrazioni che, in annate particolari, tra aprile e agosto, portano sulle nostre regioni migliaia di individui che si disperdono dalle coste marine sino ad oltre i 2000 m di quota. Nel 2009, si è verificata una delle più estese migrazioni degli ultimi anni di questa specie che, nel giro di poche settimane, dall'Africa ha raggiunto le estreme regioni del nord Europa.

A. urticae è molto meno diffusa e solo sporadicamente si riproduce da noi; la maggior parte degli individui osservati sui Colli Euganei è infatti in dispersione. È una delle farfalle diurne dal volo più potente, in grado di volare anche in condizioni di vento sostenuto e di raggiungere quote molto elevate.

Un'altra specie dal volo molto veloce e potente è *I. lathonia*; avendo scarse esigenze ambientali può essere vista indifferentemente in qualunque ambiente aperto: dai pendii aridi e pietrosi ai prati freschi e umidi di pianura sino alle aree arbustive marginali, dove più frequente è la presenza delle *Viola*, sue piante ospiti. Si tratta di una specie piuttosto erratica e non tutti gli individui presenti sui Colli Euganei fanno parte di colonie riproduttive.

2.3.7 Il genere *Zygaena*

Si tratta di lepidotteri appartenenti a una particolare famiglia, Zygaenidae, costituita da specie dotate di colori vivaci, volo lento e abitudini diurne. Il loro corpo è di colore nero, con riflessi blu metallici, interrotto talvolta da bande colorate di rosso, o giallo, mentre le ali sono tipicamente punteggiate di rosso o bianco. Caratteristica del genere *Zygaena* è la capacità di sintetizzare acido cianidrico che è utilizzato come mezzo di difesa dalle aggressioni. Trattandosi di specie facili da individuare e legate esclusivamente a cenosi prative o di macchia, possono essere considerate delle importanti specie indicatrici.

Sui Colli Euganei sono state osservate sei delle 26 specie della fauna italiana. Frequentano sia habitat prativi sia di ecotono, e almeno tre specie caratterizzano i vegri. Si tratta di *Zygaena carniolica* (Figura 2.10A, p. 49), *Z. loti* e *Z. purpuralis*. Le prime due sono piuttosto comuni sui versanti erbosi esposti a sud; si sviluppano su diverse specie di papilionacee, particolarmente diffuse in questi ambienti, come *Coronilla*, *Lotus*, *Onobrychis* e *Anthyllis*. *Z. purpuralis* è invece specie molto scarsa e localizzata, poco nota e osservata raramente. La sua presenza è condizionata da *Thymus pulegioides*, sua unica pianta ospite.

A



B



Figura 2.10. (A) *Zygaena carniolica*, specie comune su versanti erbosi esposti a meridione (B) *Zygaena ephialtes*, una zigena legata ad habitat ricchi di fiori al margine dei boschi, dove più frequente è la presenza di *Coronilla*, *Hippocrepis* e *Peucedanum*, le sue più importanti piante ospiti. (disegni di Paolo Paolucci).

Z. lonicerae e *Z. filipendula* sono le più diffuse, presenti in tutte le tipologie di ambienti prativi e talvolta comuni anche ai margini delle strade. *Z. filipendulae* è l'unica specie tra le nostre zigene ad avere due generazioni, con una seconda emergenza tra agosto e settembre. Tutte le altre compaiono invece per un periodo piuttosto breve, tra maggio e agosto secondo la specie.

Poco diffusa e piuttosto localizzata è *Z. ephialtes*, legata ad habitat ricchi di fiori al margine dei boschi, dove più frequente è la presenza di *Coronilla*, *Hippocrepis* e *Peucedanum*, le sue più importanti piante ospiti (Figura 2.10B).

2.4 Le cavallette

2.4.1 Introduzione

Gli ortotteri, detti comunemente cavallette, grilli o locuste, sono un grande ordine di insetti comprendente oltre 20.000 specie, presenti per lo più nelle regioni

calde. In Italia sono presenti 349 specie e 31 sottospecie, 144 delle quali endemiche (Massa *et al.* 2012), mentre in Europa ne sono note poco meno di 900. Nel Veneto ne sono state individuate 130 specie, distribuite in 13 famiglie (Acrididae, Bradyporidae, Conocephalidae, Gryllidae, Gryllotalpidae, Meconematidae, Megoplistidae, Myrmecophilidae, Phaneropteridae, Rhabdophoridae, Tetrigidae, Tettigoniidae e Tridactylidae). Gli ortotteri dei Colli Euganei sono stati studiati da diversi autori, ma i lavori più esaustivi sono quelli di Galvagni (1956) e di Cogo *et al.* (2002).

Una caratteristica particolare degli ortotteri è data dalle loro dimensioni medie, superiori a qualsiasi altro ordine di insetti, e dalla presenza di zampe posteriori saltatorie e di organi stridulatori. L'ordine degli ortotteri è comunemente suddiviso in due sottordini, Ensifera e Caelifera.

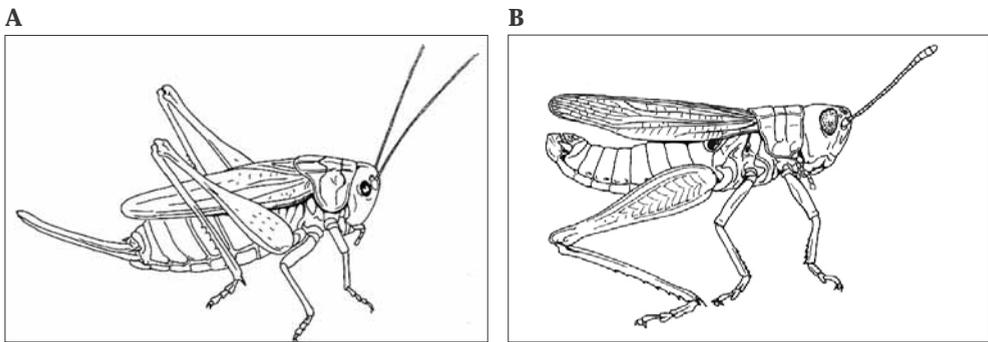


Figura 2.11. Aspetto generale degli Ensifera (A) e dei Caelifera (B), i due sottordini nei quali è comunemente suddiviso l'ordine degli ortotteri (da Fontana *et al.* 2002, modif.).

Gli ensiferi sono caratterizzati da antenne filiformi composte da numerosi segmenti (fino a 500) e normalmente più lunghe del corpo, organi timpanici (se presenti) collocati sulle tibie anteriori, apparato stridulante tipo tegmina-tegmina, femmine dotate di un lungo ovodepositore e regime dietetico molto vario, spesso anche zoofago (Figura 2.11A). I celiferi, invece, sono caratterizzati da antenne brevi, composte da pochi segmenti (non più di 30), talvolta dilatate all'apice, organi timpanici (se presenti) posti ai lati dell'addome, apparato stridulatore generalmente di tipo femore posteriore-tegmina, femmine provviste di un breve e robusto ovodepositore a forma di pinza e regime alimentare prevalentemente erbivoro (Figura 2.11B).

A differenza delle farfalle, le cavallette non attraversano, nel corso del loro sviluppo postembrionale, uno stadio di larva: dall'uovo nasce un individuo morfologicamente simile all'adulto, ma privo di ali. Le ali si formano successivamente, lungo il succedersi di diversi stadi, dalla neanide alla ninfa, sicché la metamorfosi può dirsi "diretta". Di norma gli individui giovani si nutrono dello stesso cibo di quelli adulti (Figura 2.12, p. 51).

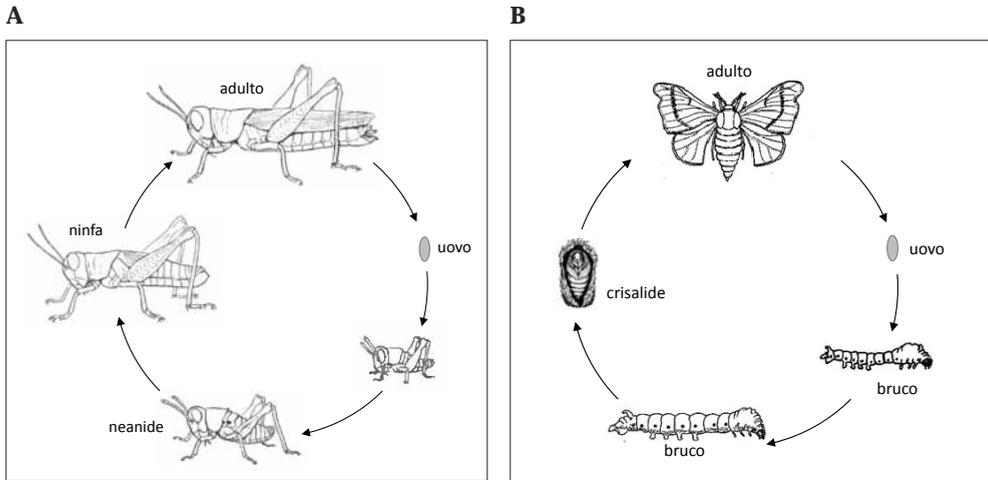


Figura 2.12. Rappresentazione schematica dello sviluppo postembrionale di una cavalletta (metamorfosi diretta) **(A)** (da Snodgrass 1930, modif.), che, a differenza di una farfalla, non attraversa uno stadio di larva (metamorfosi indiretta) **(B)** (da Asturnatura 2018, modif.).

Secondo quanto riportato nella guida al riconoscimento e allo studio di cavallette, grilli, mantidi e insetti affini del Veneto (Fontana *et al.* 2002), gli ortotteri possono essere classificati in base ai loro habitat, prendendo in considerazione parametri fondamentali quali la quota altimetrica, la presenza di acqua e il tipo di vegetazione. Poche sono le cavallette tipicamente forestali (*Barbitistes*, *Meconema*, *Cyrtaspis*), mentre la maggior parte vive nelle praterie, nelle zone di macchia o di ecotono.

Nella fascia altitudinale submontana del Veneto sono frequenti, con distribuzione discontinua, ambienti prativi esposti a meridione, caratterizzati da un microclima caldo e siccitoso e da elevata insolazione. I Colli Euganei, rientrando in questa fascia altitudinale, sono molto ricchi di questi insetti grazie ai numerosi prati dal microclima mediterraneo.

2.4.2 Caratteristiche delle comunità di cavallette dei vegri

I vegri sono caratterizzati dalla presenza delle specie più termofile e possono essere facilmente individuati in base alla cospicua presenza di mantidi. In queste zone xerotermiche vi è un maggiore equilibrio tra le faune legate ad ambienti erbosi e quelle legate alla vegetazione arborea e arbustiva. Tra le molte specie dei prati e dei pascoli, presenti anche nei coltivi, le principali sono: *Acrida ungarica mediterranea*, *Calliptamus italicus* e *C. siciliae*, *Chorthippus dorsatus dorsatus*, *Euchorthippus declivus*, *Glyptobothrus brunneus brunneus*, *G. mollis ingnifer*, *Gomphocerus rufus*,

Gryllotalpa gryllotalpa, *Gryllus campestris*, *Leptophyes boscii*, *Melanogryllus desertus*, *Micropodisma salamandra*, *Omocestus rufipes*, *Poecilimon elegans*, *Platycleis grisea grisea*, *Pholidoptera fallax*, *P. griseoaptera* e *P. littoralis littoralis*, *Pezotettix giornai*, *Saga pedo*, *Tessellana tessellata*, *Tetrix subulata*, *T. tenuicornis* e *Thylophis lilifolia*.

Molte cavallette trovano negli ambienti di ecotono, tra boschi e prati, e nelle zone ricche di cespugli, il loro habitat preferito. Queste sono quasi prevalentemente ensiferi: *Barbitistes serricauda*, *Ephippiger vicheti*, *Eupholidoptera chabrieri chabrieri* ed *E. chabrieri schmidti*, *Isophya modestior*, *Leptophyes laticauda*, *Oecanthus pellucens pellucens*, *Pachytrachis gracilis* e *P. striolatus*, *Phaneroptera nana nana* e *P. falcata*, *Poecilimon ornatus*, *Rhacoleis germanica*, *Tersinella raymondi*, *Tettigonia cantans* e *T. vividissima*. Gli unici celiferi caratteristici delle zone di ecotono sono *Odontopodisma fallax* e l'ampiamente diffusa *O. schmidti*.

Pochi sono gli elementi delle boscaglie termofile; tra questi sono i più caratteristici *Cyrtaspis scutata*, che vive sulle chiome delle querce, e *Acrometopa macropoda*, che sui Colli Berici sembra legata allo scotano (*Cotinus coggygria*).

2.4.3 Cavallette tipiche dei vegri

Delle 25 specie di cavallette tipiche degli ambienti collinari del Veneto, 18 sono ritenute caratteristiche di vegri; eccone di seguito una descrizione.

Acrometopa macropoda è spiccatamente termofila, di ambienti prativi xerici con vegetazione cespugliosa sparsa o a macchia mediterranea. Ha un regime alimentare fitofago e si nutre principalmente di cardi selvatici. Si sposta tra la vegetazione arbustiva, dove si ripara durante il giorno, e quella erbacea, dove si sposta nelle ore notturne. È precoce al meridione, dove gli adulti compaiono già a partire da dicembre, mentre nelle aree più settentrionali si trovano ancora giovani a giugno e adulti ad agosto. In Italia ha una distribuzione discontinua; le sue popolazioni, puntiformi e isolate, si trovano in Abruzzo, sul Gargano, alle Isole Tremiti, a Trieste e nel Veneto (Colli Berici).

Acrotylus patruelis è spiccatamente xerotermofila, vive su suoli aridi, scoperti e con vegetazione erbacea rada, oppure su suoli sabbiosi lungo il litorale, principalmente in ambienti retrodunali, ma anche in ambienti costieri rocciosi, negli alvei dei fiumi e dei torrenti (Figura 2.13A, p. 53). Si confonde facilmente con il terreno grazie alla sua particolare colorazione. Gli adulti compaiono in agosto-settembre, svernano, e ricompaiono nella primavera dell'anno seguente, fino a maggio-giugno. In Veneto questa specie è nota per la zona lagunare e deltizia, per i Colli Euganei, i Colli Berici e i Monti Lessini.

Arachnocephalus vestitus è tipica di ambienti caldi e assolati, xerici, sia nell'interno che lungo le coste e le lagune costiere. È presente in ambienti di macchia mediterranea e retrodunali, dove vive su piante cespugliose, ma anche sulle chiome

di bassi alberi o su erbe secche. Nelle zone del Nord Italia è tipica di habitat xerothermici prealpini, come i Colli Euganei, i Colli Berici o le aree intorno al Lago di Garda. Gli adulti si trovano da luglio ad ottobre. È difficile da individuare a causa delle piccole dimensioni e lo spiccato mimetismo.

A



B



Figura 2.13. *Acrotylus patruelis* (A), cavalletta tipica di habitat xerothermici prealpini e *Decticus albifrons* (B), xerotermofila, tipica di ambienti aridi pianiziali e collinari, entrambe presenti sui Colli Euganei (foto di Paolo Fontana).

Calliptamus barbarus barbarus è una specie nettamente xerofila, legata ad ambienti prativi aridi e alla vegetazione di macchia delle dune costiere e delle garighe; il colore e la taglia sono molto variabili anche all'interno di una stessa popolazione. Gli individui adulti compaiono da luglio ad ottobre e talvolta possono essere dannosi per le coltivazioni. Nel Veneto è nota per la laguna e le foci dell'Adige.

Calliptamus italicus italicus è una specie con ampia valenza ecologica che vive nei prati sia mesofili che xerofili, su terreni sassosi, nelle garighe e nei pascoli. A causa delle sue pullulazioni, è la specie italiana più dannosa per le coltivazioni. Negli ambienti più aridi prevale il fenotipo dalla colorazione più chiara e dalle dimensioni maggiori. Gli stadi adulti si possono rinvenire da luglio ad agosto. In alcune località convive con *C. barbatus* e *C. siciliae*. Nel Veneto è nota dalla fascia costiera e lagunare a quella submontana e montana inferiore (1290 m s.l.m. sul Monte Summano).

Calliptamus siciliae è una specie termofila di ambienti prativi mesoxerofili, incolti aridi, terreni sassosi scoperti e radure boschive. Gli adulti si trovano da giu-

gno ad ottobre, nel Veneto è diffusa dagli ambienti planiziali alla fascia montana inferiore fino a 1000 m s.l.m.

Decticus albifrons è una specie che trascorre la maggior parte del tempo a terra in prati aridi assolati, incolti, garighe, macchie e coltivi (Figura 2.13B, p. 53). Negli stadi giovanili si nutre principalmente di graminacee, mentre gli adulti sono onnivori e spesso zoofagi. Questi ultimi compaiono da luglio a novembre e possono dare luogo a grandi pullulazioni provocando danni all'agricoltura, specialmente nell'Italia meridionale. Le uova vengono deposte nel terreno e si schiudono in aprile; le neanidi sono riconoscibili perché molto scure, ad eccezione della parte posteriore dei femori che è biancastra. Nel Veneto è nota per Punta Sabbioni (Laguna di Venezia), dove è stata raccolta nel 1938, e in ambienti collinari, tra cui i Colli Berici e Euganei.

Dirshius petraeus è una specie tipicamente xerofila e termofila che occupa ambienti di steppa, sassosi, con affioramenti rocciosi e suolo parzialmente scoperto, con vegetazione erbacea rada, bassa, e per gran parte dell'anno secca. Lo stadio adulto compare da luglio ad ottobre. Le uniche segnalazioni per il Veneto sono sui Colli Berici e a San Donà di Piave.

Myrmecophilus acervorum è una specie xerotermofila, mirmecofila obbligata (specie parassita di diverse specie di *Formica*). Si nutre dei detriti, del rigurgito delle operaie, di larve e uova di formica ed è in grado di assumere l'odore della specie frequentata. Si sviluppa in due anni e gli adulti possono vivere per altri due anni. Si riproduce per partenogenesi, le femmine depongono le uova nei pressi di formicai di piccole specie e, una volta che le neanidi sono cresciute, si spostano verso quelli di specie più grandi. Specie europea, è stata segnalata in Italia a Ponzano Veneto e sui Colli Euganei (Figura 2.14A, p. 55).

Myrmeleotettix maculatus maculatus è una specie non comune, che però vive in ambienti molto vari e con distribuzione discontinua sul territorio italiano. Si trova in praterie alpine e pascoli magri ben assolati, spesso aridi e sassosi. In Italia è segnalata solamente sopra i 1000 m s.l.m., comparando da luglio fino a settembre. In Veneto la sua presenza, pur probabile, è dubbia.

Oedaleus decorus decorus è tipica di zone aride, substeppiche, ben soleggiate, garighe, macchie costiere, magredi e prati freschi, ma ben soleggiati. Ha un'ampia valenza ecologica in quanto molto mobile; migra quando le condizioni ambientali diventano troppo aride. Gli adulti compaiono da giugno ad ottobre e, nonostante non siano gregari, possono creare danni all'agricoltura qualora si verifichi una riproduzione elevata. In Veneto ci sono pochi dati relativi alla sua presenza sulle Dolomiti, lungo il fiume Piave e nella pianura veronese.

Omocestus (Dirshius) haemorrhoidalis è una specie mesofila o termofila che popola ambienti prativi con un grado di umidità vario e i pascoli sassosi o con affioramenti rocciosi, dal piano submontano fino anche a quote elevate sulle Alpi (2000 m s.l.m.), comparando allo stadio adulto da luglio ad ottobre. In Veneto è nota per la zona del Lago di Garda, il Monte Baldo e i Colli Euganei.

A



B



Figura 2.14. Due cavallette xerotermofile: **(A)** *Myrmecophilus acervorum*, parassita di diverse specie di Formica, in grado di assumerne l'odore e **(B)** *Rhacocleis germanica*, vive alla base di cespugli isolati, lungo le siepi e nel sottobosco di boschi termofili radi (foto di Paolo Fontana).

Platycleis affinis affinis è una specie di zone aride o semiaride, di ambienti di steppa e di garighe costiere. Spesso convive con *P. grisea grisea*. In Veneto è nota per la Laguna di Venezia, in una stazione lungo il Piave e alle foci del Tagliamento.

Rhacocleis germanica è nettamente xerotermofila; vive alla base di cespugli isolati, lungo le siepi o nel sottobosco di boschi termofili radi. Generalmente si trova a terra o nella parte bassa della vegetazione. Lo stadio adulto si manifesta da luglio ad ottobre. È presente nella zona pedemontana o lungo la costa, fino al piano montano inferiore; segnalata, oltre che da questo studio sugli Euganei, nella Laguna di Venezia e sulle colline trevigiane, ai piedi del gruppo montuoso Cesen-Visentin (Figura 2.14B).

Saga pedo è una specie estremamente termofila, protetta dalla Direttiva Habitat ed inserita in diverse liste rosse, è indicatrice di zone xerotermiche in Italia settentrionale. Il suo regime alimentare è esclusivamente zoofago, infatti si ciba di altri ortotteri; è estremamente mimetica ed ha abitudini notturne. È una specie in grado di fingere la propria morte (tanatosi) e si riproduce per partenogenesi di tipo geografico; le uova schiudono dopo 3-5 anni dalla deposizione. È una specie precoce, talvolta anche nell'Italia settentrionale, con presenza di adulti anche a fine giugno. Nel Veneto è nota sui Monti Lessini, sul Monte Grappa e sui Colli Asolani.

Sepiana sepium è termofila o xerotermofila, vive in garighe costiere, radure e macchie, tra le erbe degli incolti, ma è frequente soprattutto tra i cespugli della fascia ecotonale boschiva. Può raggiungere anche quote altimetriche elevate in alcune stazioni appenniniche (fino a 1600 m s.l.m.), ma in Veneto vive in ambienti lagunari, scostandosi dalle usuali nicchie ecologiche della specie.

Tessellana tessellata tessellata è nettamente xerotermofila e si trova in ambienti pseudosteppici, in zone incolte e ai margini di boscaglie termofile, vivendo tra le

alte erbe o su piccoli cespugli. Non ha una distribuzione uniforme, sia per quanto riguarda la geografia, sia gli habitat frequentati, e si può trovare fino a 1000 m s.l.m. nel Veneto, solamente sui Monti Lessini.

Tylopsis liliifolia è xerotermofila: a differenza delle specie del genere *Phaneroptera* non è legata alla vegetazione legnosa, bensì vive in ambienti prativi, sulle alte erbe di zone esposte al sole con microclima mediterraneo. Le uova sono deposte all'interno degli steli di differenti piante erbacee, dimostrando un ottimo adattamento agli habitat erbosi; gli adulti compaiono a metà estate. È presente nella Laguna di Venezia, sui Colli Berici, sui Colli Euganei e lungo la fascia collinare pedemontana, con una distribuzione discontinua.

Come ha scritto l'urbanista Roberto Gambino (2015), parafrasando Le Corbusier, «osservare è creare»: a maggior ragione l'equazione vale per il paesaggio. Il paesaggio esiste quando viene osservato e la sua immagine si costruisce nel pensiero di chi guarda. Se l'osservatore si comporta da ecologo, allora il suo osservare diviene uno degli strumenti della scienza nota col nome di "ecologia del paesaggio".

L'ecologia del paesaggio è la scienza che, per usare le parole di Carl Troll che per primo ha utilizzato questo termine nel 1939, utilizza la fotointerpretazione per comprendere le relazioni che intercorrono tra la struttura del paesaggio e la geologia, la flora, la vegetazione e la fauna di un sito. Una scienza che ha l'obiettivo di coniugare lo studio delle forme del paesaggio con lo studio dell'ambiente fisico e biologico. Una scienza attuale, sempre di frontiera, perché sempre mutevole come una frontiera in espansione, è il paesaggio.

L'ecologia del paesaggio è alla base dei rilevamenti condotti sui vegri. Diverse foto aeree, attuali e storiche, sono state interpretate per studiare la struttura del mosaico del paesaggio di cui i vegri sono i frammenti. La ricerca ha rivelato che le geometrie e la distribuzione dei vegri possono essere adottate come indicatori della biodiversità di alcuni gruppi tassonomici, come le orchidee. Ad esempio, il barbone adriatico, splendida orchidea mediterranea protetta dall'Unione Europea, iscritta in numerose liste di specie a rischio di estinzione, vive soltanto in vegri non troppo isolati.

3.1 L'ecologia del paesaggio

3.1.1 La struttura del paesaggio

Il modello più semplice che viene proposto per descrivere il paesaggio, secondo il punto di vista ecologico, è un modello trinomiale, composto da tre elementi: le macchie, i corridoi e la matrice. Le macchie sono anche dette ecotopi. Sono ecotopi, cioè luoghi (in greco *τόπος*) nei quali le specie vegetali e animali possono trovare

una casa (in greco *οἶκος*), un habitat idoneo ad ospitarle, a garantirne la riproduzione e la sopravvivenza. Più frequentemente, usando un vocabolo inglese, sono chiamate *patch*. Sono forme geometriche dal perimetro definito, relativamente omogenee al loro interno, ma sufficientemente distinte da ciò che le circonda per poter essere rappresentate con un colore diverso da una mappa di uso del suolo (Forman, 1995). Le macchie si originano per azione dell'uomo, come i vegri, oppure per azione di fenomeni fisici, come l'erosione o il vento. Questi luoghi sono collegati dai corridoi, fisicamente, o funzionalmente per effetto degli spostamenti stagionali o giornalieri degli animali, o della dispersione dei semi delle piante. I corridoi ospitano habitat simili a quelli che si possono trovare nelle macchie, ma sono di forma più allungata, stretti, meno favorevoli alle specie, ma pur sempre necessari per potersi spostare tra "case" diverse. Le case, invece, sono disperse nella matrice, che è rappresentata dalla copertura del suolo più estesa (Figura 3.1).



Figura 3.1. Il Monte Cero, il Monte Cinto, Val Calaona e il Monte Lozzo (da sinistra a destra) con lo sfondo della piana alluvionale. Si riconoscono gli elementi sui quali si basa la rappresentazione schematica del modello di descrizione della struttura del paesaggio: macchie, corridoi e matrice, un modello anche detto *patch-corridor-matrix* (foto di Giulia Corradini).

Ad ogni paesaggio può essere attribuita una struttura. Sarebbe bene che il progetto di questa struttura fosse una "rete" funzionale alla pianificazione degli interventi necessari alla conservazione del paesaggio stesso e alla sua valorizzazione. La rete di questi elementi ha assunto il nome di "rete ecologica" ed ha trovato applicazione nella pianificazione urbanistica, territoriale e paesaggistica.

Ad esempio, nelle campagne coltivate, le macchie possono essere rappresentate dai boschetti che qua e là interrompono l'altrimenti monotona coltura agricola, che ne costituisce la matrice; i corridoi sono le siepi rurali o i boschi che corrono lungo i grandi fiumi. Le macchie possono però essere rappresentate anche dalle aree urbane, almeno fintanto che esse punteggiano la campagna coltivata, come

le vede Carlo Levi (1945): «Si è come in mezzo a un mare di terra biancastra, monotona e senz'alberi: bianchi e lontani i paesi ciascuno in vetta al suo colle ... ». Possono diventare la matrice, quando costituiscono un tessuto insediativo denso e continuo. Nei Colli Euganei, infine, le macchie possono essere rappresentate dai vegri stessi.

3.1.2 Le metriche di paesaggio

Per quantificare le forme e la distribuzione dei vegri, cioè delle *patch* (o macchie) sulle quali stiamo concentrando la nostra attenzione, ci serviamo delle loro dimensioni; o singolarmente, o combinandole attraverso l'uso di formule. Tali caratteristiche geometriche sono anche dette “metriche di paesaggio” (in inglese *patch metrics*) e le loro variazioni comportano spesso una variazione dell'intensità delle pressioni sulla biodiversità.

Abbiamo calcolato le seguenti metriche: perimetro, superficie ed indice di forma. Il calcolo delle prime due avviene con l'ausilio di un GIS (Geographical Information System).

L'indice di forma IF_i (in inglese *shape index*) della i -esima *patch* è stato calcolato con la seguente formula:

$$IF_i = p_{ij} / \min p_{ij}$$

dove p_{ij} è il perimetro del poligono (*patch*) che si sta analizzando e $\min p_{ij}$ è il minimo perimetro possibile per un poligono di pari superficie a_{ij} . Il perimetro minimo possibile corrisponde a quello di una superficie sferica ($4 \sqrt{a_{ij}}$). La formula utilizzata diventa quindi:

$$IF_i = p_{ij} / 4 \sqrt{a_{ij}}$$

La formula dà valori maggiori o uguali a 1, senza limite superiore. Il valore di 1 corrisponde ad una forma perfettamente circolare. Tanto maggiore è il valore, tanto più la forma è complessa.

La forma del vegro dovrebbe essere indice della variabilità di condizioni abiotiche, in particolare dei diversi regimi di luce e temperatura lungo il suo perimetro. Sono state quindi ricercate le relazioni esistenti tra la diversità degli organismi biologici e l'indice di forma. I dati ottenuti in questa fase di calcolo delle metriche del paesaggio, cioè perimetro, superficie e indice di forma, sono stati poi riportati in un foglio di calcolo, assieme ai dati relativi agli organismi biologici e analizzati con procedure statistiche, facendo uso di un foglio di calcolo e del software R per analisi statistiche (R Core Team 2015) che è di libero accesso e di cui consigliamo un approfondimento per la sua utilità.

Oltre alle metriche che si basano sulle dimensioni delle *patch*, possiamo utilizzarne altre che, oltre alle dimensioni, fanno uso delle distanze reciproche tra i prati, in quanto queste sono un indicatore del loro isolamento. L'obiettivo di queste metriche è ottenere stime del grado di connettività delle *patch*.

Il termine "connettività" indica una misura dell'isolamento funzionale di un singolo ecosistema rispetto ad altri ecosistemi. Questa misura è indicatrice della possibilità che l'ecosistema possa ricevere nuovi individui dagli ecosistemi vicini, o che gli individui che ne compongono le comunità possano migrare per effetto della dispersione stagionale o di quella legata a specifiche fasi dello sviluppo dell'individuo, dalla giovinezza all'età adulta. Il calcolo della connettività può essere riferito ad un individuo, ad una specie, ad una popolazione, ad una comunità, o anche a un ecosistema sebbene via via che il livello di analisi ecologica si complica l'attendibilità si riduce proporzionalmente.

La connettività (IC_i) della i -esima *patch* (che corrisponde a uno dei vegri) è stata calcolata mettendo in relazione la superficie del vegro considerato con quella dei vegri (altrettante *patch*) circostanti (Brückmann *et al.* 2010), attraverso una delle formule descritte da Hanski (1994).

$$IC_i = \sum_{\substack{d_{ij} \leq 1,5 \text{ km} \\ i \neq j}} \exp(-\alpha d_{ij}) A_j^b$$

La formula applicata corrisponde ad una variante della formula 3a dell'articolo di Moilanen e Nieminen (2002). In questa formula, d_{ij} è la distanza minima dal margine della *patch* i dal centro della *patch* j ; A_j è l'area della *patch* j ; α è una costante che misura la capacità di dispersione, con $1/\alpha$ pari al raggio attorno alla *patch* entro il quale viene calcolata la connettività. Più elevate sono le superfici delle *patch* j circostanti, più elevata sarà la connessione della *patch*. Assegnando all'esponente b un valore < 1 , l'effetto di un aumento unitario della superficie della *patch* sulla sua connettività decresce all'aumentare della superficie stessa.

Nel presente studio è stato assegnato ad α il valore di 0,5 e a b il valore di 0,3. Qualora $d_{ij} > 1,5$ km la *patch* j -esima non è stata conteggiata: a tutti i vegri il cui centro fosse distante dal margine di ogni altro vegro oltre 1,5 km è stata assegnata una connettività nulla.

Qualora la distanza sia calcolata rispetto alla *patch* più vicina, essa prende il nome di "distanza dal vicino più prossimo", che è un'altra metrica interessante, il cui significato ecologico è forse più intuitivo dell'indice di connettività, ma meno utile.

3.1.3 L'effetto chiave della superficie

Che il numero di specie aumenti all'aumentare della superficie sulla quale sono contate sembra ovvio, ma Gustaf Olof Arrhenius, scienziato svedese, fu tra i primi, agli inizi degli anni venti, studiando diverse comunità vegetali delle isole di Stoccolma (Arrhenius 1921), a esprimerlo con una relazione matematica.

In questa relazione, espressa con l'equazione $S = k A^z$ (Preston 1960), A è la superficie dell'area di campionamento ed S è il numero di specie in essa presenti; i valori di k e z variano a seconda dei gruppi animali considerati. Edward O. Wilson, ad esempio, vide che k era uguale a 0,5 per le formiche delle isole della Melanesia e delle Molucche, misurandone la superficie in miglia quadrate (Wilson 1961). Più tardi, lui stesso e il collega Robert H. MacArthur, contando il numero di uccelli che vivono nelle isole della Sonda, videro che la modalità di variazione del numero di specie al variare della superficie delle isole dipende dalla distanza tra di esse. Formularono così la teoria della biogeografia insulare, secondo la quale il tasso di estinzione di specie in un'isola dipende dalla superficie dell'isola e dalla distanza dell'isola dalla sorgente delle specie, ovvero da meccanismi di immigrazione e mortalità (MacArthur e Wilson 1963).

La relazione è semplice ed è stata applicata anche al di fuori delle isole oceaniche, estendendone la validità alle *patch* descritte nel modello del paesaggio (§ 3.1.1), cioè a isole terrestri, abitate da organismi animali e vegetali che, all'interno di esse, trovano un habitat favorevole, distribuite in una matrice non favorevole. Tra questi tipi di isole terrestri rientrano anche i vegri euganei.

3.1.4 Il concetto di habitat nidificato e la questione SLOSS

Un'ipotesi suscita un vivo dibattito tra gli studiosi di ecologia: le specie che vivono in isole piccole rappresentano un sottoinsieme di quelle che vivono in isole grandi. Usando un gergo scientifico, l'ipotesi presuppone che le specie siano nidificate (*nested*) e che le isole manifestino nidificazione (*nestedness*).

Se questa ipotesi fosse vera, conservare un'isola molto grande sarebbe più conveniente che conservarne tante più piccole, la cui superficie totale fosse uguale a quella grande. Se, invece, le isole piccole contenessero alcune specie non condivise con quella grande, allora anche soltanto due isole piccole potrebbero avere più specie di un'isola grande. Queste due domande si possono riassumere con l'acronimo inglese SLOSS (*Single Large or Several Small*), così come appare nella letteratura scientifica (Simberloff e Abele 1982).

Si può intuire quanto la veridicità di questa ipotesi possa essere allettante per chi si occupa di studiare i metodi per la conservazione della biodiversità e per chi si occupa di applicarli, come l'amministrazione di un parco; questo perché renderebbe facile valutare il rischio che si corre a perdere determinate superfici di habitat

che si presentano frammentati in isole, come l'habitat 6210 sui Colli Euganei. Il rischio, semplicemente, aumenta all'aumentare della superficie totale del vegro.

Questa ipotesi e le sue implicazioni sembrano un'applicazione della teoria della biogeografia insulare che abbiamo visto nel capitolo precedente; in realtà da quella teoria non discende affatto questa, ma potrebbe discendere anche l'opposto, in ragione della capacità di colonizzazione delle specie presenti (Simberloff e Abele 1982). Diversi studiosi hanno quindi proposto dei metodi statistici in grado di determinare quanto le comunità o le singole specie siano nidificate. Altri studiosi, invece, hanno scoraggiato i gestori delle aree protette dall'applicare questi metodi statistici acriticamente, in quanto per gestire un'area protetta con l'obiettivo di proteggere una specie o un gruppo di esse, dobbiamo, in primo luogo, conoscerne l'ecologia e la distribuzione (Simberloff e Martin 1991).

Come dare torto ai secondi e come condannare la curiosità dei primi? Proviamo quindi a fare un esempio.

Dopo aver verificato la presenza e l'assenza delle piante vascolari in un campione dei vegri dei Colli Euganei, immaginate di riportarne i risultati in una matrice, composta da tante righe quanti sono i vegri e tante colonne quante sono le specie. Ogni elemento della matrice è un numero, che assume valore 1 qualora la specie (in colonna) sia presente e 0 qualora la specie sia assente, in ciascuno dei vegri, cioè in ciascuna delle righe della matrice. Nella Tabella 3.1 è riportato un estratto della matrice realizzata con i rilevamenti condotti sui Colli Euganei: si vede che *Bromus erectus* (Broere) è presente in tutti i vegri e *Poterium sanguisorba* (Sanmin) è assente solo nel sito n° 70, che è un vegro di 550 m² di superficie ubicato non lontano da Baone.

Tabella 3.1. Una matrice nella quale sono riportate le specie (sigle) in colonna e i siti (codici) in riga. Ogni elemento della matrice è un numero che assume valore 1 se la specie in colonna è presente e 0 se la specie è assente nel sito in riga.

	Broere	Sanmin	Scatri	Brarup	Salpra	Koepyr	Hipcom	Eryame	Globis
222	1	1	1	1	1	1	0	1	1
271	1	1	1	1	1	1	1	1	1
9	1	1	1	1	1	1	1	1	1
48	1	1	1	1	1	1	1	1	1
43	1	1	1	1	1	0	1	1	1
261	1	1	1	1	1	1	1	1	1
284	1	1	1	1	1	1	0	1	1
36	1	1	1	0	0	1	1	1	1
263	1	1	1	1	1	1	1	1	1
182	1	1	1	1	1	1	1	0	0
191	1	0	1	1	0	1	1	0	0
66	1	1	1	1	1	1	1	1	1

continua

continua

	Broere	Sanmin	Scatri	Brarup	Salpra	Koepyr	Hipcom	Eryame	Globis
193	1	1	1	1	1	0	0	0	0
155	1	1	1	1	0	1	1	1	0
214	1	1	1	1	1	1	0	0	0
124	1	1	1	1	1	1	0	0	0
70	1	1	0	0	0	0	0	0	0
158	1	1	1	1	1	0	1	1	1
114	1	1	1	1	1	1	0	1	0
300	1	1	1	0	1	1	1	0	1

Mettiamo ora i siti (righe) in ordine decrescente di numero di specie, e le specie (colonne) in ordine decrescente di frequenza, e sostituiamo ad ogni valore unitario una cella di colore blu e ad ogni valore nullo una cella di colore grigio. Se la matrice fosse perfettamente nidificata e compatta sarebbe divisa in due triangoli: uno con un vertice in alto a sinistra, completamente blu; uno con un vertice in basso a destra, completamente vuoto: sarebbero possibili gradi intermedi di nidificazione (Figura 3.2). In altre parole, se fosse completamente nidificata, la matrice dovrebbe rappresentare una sequenza di presenze non interrotte da alcuna assenza. All'aumentare delle interruzioni si ridurrebbe invece il grado di nidificazione.

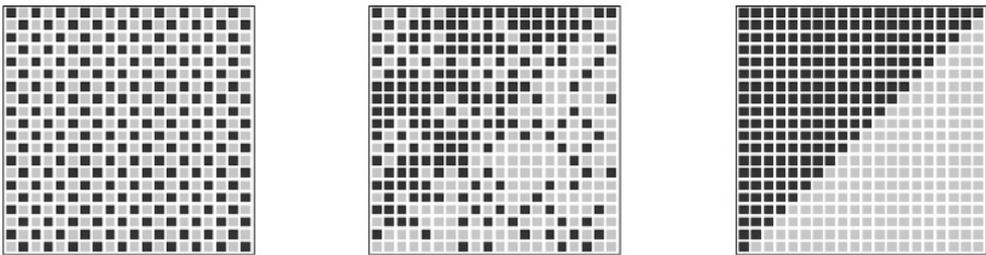


Figura 3.2. Tre diversi gradi di nidificazione (righe e colonne sono ordinate in ordine decrescente della somma dei loro valori). La prima matrice a destra è perfettamente nidificata, quella al centro ha un grado intermedio di nidificazione, la prima a sinistra presenta un basso grado di nidificazione (da Flores *et al.* 2014, modif.).

Per valutare se il gradiente di superficie o di altri parametri, come la connettività, siano alla base dell'effetto di nidificazione, è possibile confrontare il grado di nidificazione che si ottiene ordinando le specie e i siti, come abbiamo detto, con quello che si ottiene ordinando i soli siti secondo l'ordine dei rispettivi parametri di cui si vuole conoscere l'effetto. In alternativa, è possibile confrontare il grado di nidificazione, che si ottiene con il secondo ordinamento, con quello medio di un certo numero di ordinamenti casuali dei siti.

Tra i diversi indici capaci di calcolare il grado di nidificazione, alcuni, come l'indice relativo di nidificazione proposto da Wright e Reeyes (1992), possono essere ricavati attraverso un semplice foglio di calcolo, altri richiedono programmi più complessi, come il software di libero accesso NeD (Strona e Fattorini 2015), utilizzabile online e in grado di confrontare i gradi di nidificazione ottenuti attraverso diversi ordinamenti.

3.1.5 Piante come bioindicatori

La nicchia ecologica di una pianta nelle comunità naturali è definita dalle sue condizioni fisiologiche di crescita e dalle sue abilità competitive. I valori di bioindicazione e altri attributi che fanno riferimento all'ecologia e alla biologia delle specie hanno l'obiettivo di caratterizzare queste condizioni e le corrispondenti reazioni della crescita. I valori di bioindicazione intendono valutare, con un numero, le risposte delle specie alle condizioni ambientali, sebbene le risposte possano anche variare a seconda delle località di vita delle specie entro le loro aree di ripartizione.

I valori di bioindicazione non fanno riferimento alla nicchia fondamentale, cioè ad una dimensione spaziale e funzionale dovuta alla plasticità di una pianta in ri-

sposta alle condizioni fisiche e biologiche, ma ad una nicchia più ristretta: la cosiddetta nicchia realizzata, che si manifesta quando la plasticità intrinseca di una specie viene in qualche modo ridimensionata dalla pressione e dall'interazione con altre specie.

Qualora si disponga di un elenco delle specie di piante che vivono in un sito, è possibile caratterizzare le condizioni ecologiche del sito attraverso la media dei valori di bioindi-



Figura 3.3. Secondo la scala di valori di bioindicazione di Ellenberg (1974), adattata all'Italia da Pignatti (2005), *Trisetum flavescens*, su un intervallo di valori compresi tra 1 e 9, ha un valore di bioindicazione per i nutrienti pari a 5, che indica piante che crescono bene su suoli umificati, ben provvisti di nutrienti. La sua presenza copiosa segnala quindi suoli relativamente ricchi di nutrienti (foto di Tommaso Sitzia).

cazione assunti dalle specie, meglio se ponderati con l'abbondanza delle specie stesse.

La validità delle piante come bioindicatori è sempre più frequentemente supportata da prove sperimentali e da verifiche della corrispondenza delle medie calcolate attraverso le specie presenti con valori dei fattori ecologici effettivamente misurati sul campo. La natura dei valori di bioindicazione è ordinale, sono cioè punteggi assegnati rispetto ad un sistema di classificazione. I valori dei punteggi, espressi lungo una scala standardizzata, sono proporzionali allo spettro dei valori di un fattore ecologico entro il quale una specie più frequentemente cresce.

I sistemi di bioindicazione di Ellenberg (1974) per la Germania e quello di Landolt *et al.* (2010) per la Svizzera si basano, rispettivamente, su una scala di 9 e di 5 valori. Le liste sviluppate per la Germania sono state adattate a diversi altri paesi, come l'Italia (Pignatti 2005). Secondo i valori stimati da Pignatti (2005), ad esempio, *Bromus erectus* ha un valore di bioindicazione per i nutrienti pari a 3, mentre *Trisetum flavescens* lo ha pari a 5. Entrambe sono specie comuni nei vegri, ma la presenza copiosa della seconda segnala suoli più ricchi di nutrienti rispetto ad un sito dove sia presente solo la prima (Figura 3.3, p. 64).

Le applicazioni di questi sistemi sono molteplici e dipendono dalla fantasia e creatività del ricercatore e del professionista. In questo volume, noi li abbiamo adottati per confrontare vegri diversi per la loro ricchezza di determinate specie caratteristiche, con riferimento alla disponibilità di nutrienti e al gradiente di umidità del suolo. L'intensità di questi due fattori è modificabile in conseguenza di fenomeni naturali e, forse più frequentemente, nel caso dei Colli Euganei, a seguito dell'azione antropica, volontaria o involontaria, che si può esplicitare all'interno degli habitat o nelle loro vicinanze. Riteniamo inoltre che il loro uso vada esteso anche alla valutazione della conservazione delle funzioni dell'habitat, sia a seguito della realizzazione di progetti non necessari alla conservazione dei siti, quindi ai fini della valutazione d'incidenza, sia per il monitoraggio degli effetti degli interventi necessari alla conservazione dei siti stessi.

3.2 Il piano di campionamento

Come abbiamo visto, i Colli ospitano 230 ettari di vegri, distribuiti in 308 frammenti, con dimensioni, forme e isolamento variabili (Figura 3.4 e Tabella 3.2, p. 66). Il vegro centrale del Monte Mottolone, con una superficie di quasi 14 ettari, è il più esteso.

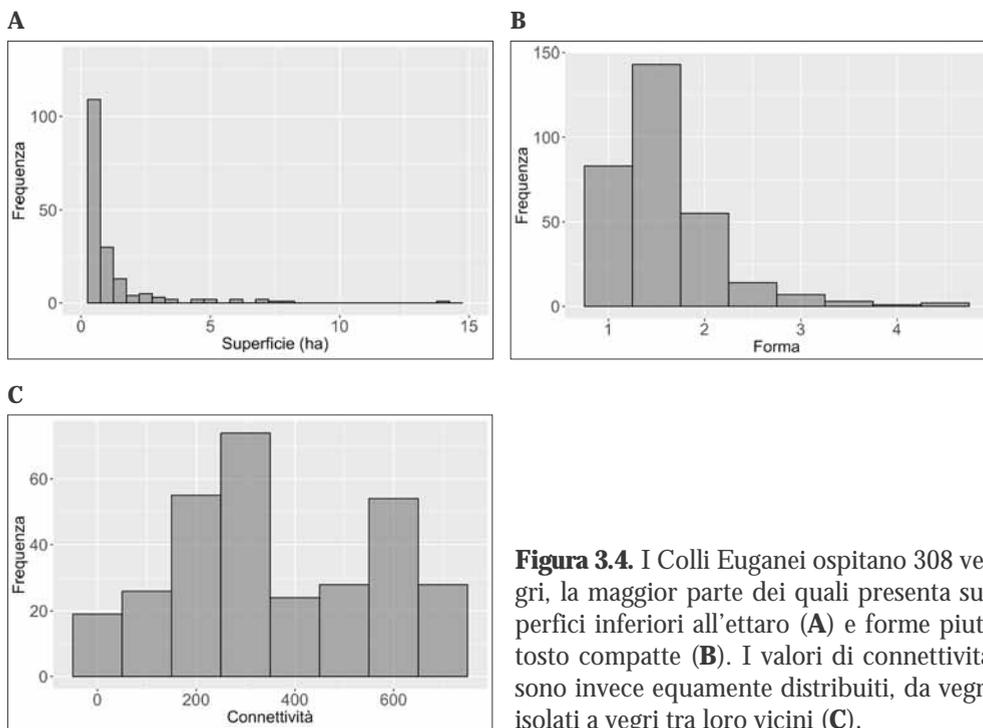


Figura 3.4. I Colli Euganei ospitano 308 vegri, la maggior parte dei quali presenta superfici inferiori all'ettaro (A) e forme piuttosto compatte (B). I valori di connettività sono invece equamente distribuiti, da vegri isolati a vegri tra loro vicini (C).

Tabella 3.2. Indicatori statistici di alcune metriche di paesaggio dei vegri dei Colli Euganei.

Metriche di paesaggio	Indicatori statistici			
	Media	Mediana	Deviazione standard	Min-Max
Superficie (ha)	0,72	0,29	1,4	0,02-13,9
Forma	1,61	1,45	0,53	1,05-4,66
Connettività	360	319	200	0-708
Distanza dal vicino più prossimo (m)	160	110	260	23-3.000

Questi 308 frammenti rappresentano l'intera popolazione statistica che ci interessa, ma rilevare i dati sulla biodiversità di tutte le unità che la compongono, cioè su tutti i vegri, sarebbe stato troppo costoso e avrebbe richiesto troppo tempo. Per questo motivo, è stato necessario estrarne un campione. Abbiamo potuto dedurre così le caratteristiche della popolazione partendo dall'osservazione di una parte di

essa, cioè del campione; questa operazione di deduzione si chiama inferenza statistica. Il campione deve essere rappresentativo dell'intera popolazione e dovrebbe rispecchiarne le caratteristiche essenziali nonché avere la stessa distribuzione.

Il campionamento che abbiamo adottato è di tipo stratificato, tiene conto cioè del peso di gruppi di vegri accomunati da una o più caratteristiche che, nel nostro caso, sono i valori delle metriche di paesaggio. L'estrazione di 45 vegri è avvenuta in modo da ottenere un campione rappresentativo della variabilità di forme, superfici e connettività che caratterizza i vegri euganei. Questi vegri, che sono le unità campionarie, sono stati visitati diverse volte, nel corso dell'estate del 2016, per raccogliere dati sulla biodiversità delle piante, delle farfalle e delle cavallette. Essi sono situati per lo più nella parte meridionale, nei comuni di Galzignano Terme, Arquà Petrarca, Baone, Este, Cinto Euganeo e Lozzo Atestino. Solo tre dei 45 vegri sono situati nella parte settentrionale dei Colli e si trovano nei comuni di Teolo e Rovolon.

Come abbiamo visto nel § 3.1.3, la superficie è uno dei parametri che ci aspettiamo determini, in modo preponderante, il numero di specie e di organismi presenti nel vegro. Per poter comprendere quindi l'entità dell'effetto che gli altri due parametri legati alla geometria del vegro hanno sulla sua biodiversità, la forma e la connettività, dobbiamo far sì che essi non siano correlati, in primo luogo, alla superficie, e nemmeno tra loro. In questo modo siamo certi che essi sono tra loro indipendenti e ne possiamo studiare sia l'effetto singolo, con l'uso della regressione semplice, sia l'effetto combinato, con l'uso della regressione multipla.

Il processo di regressione consiste nel descrivere in maniera sintetica la relazione tra variabili, partendo dalla dispersione delle coppie di punti rappresentate su un diagramma a dispersione. L'obiettivo è quindi di valutare se una variabile dipendente continua, in questo caso la ricchezza di specie, possa essere predetta da un gruppo di variabili indipendenti (o esplicative). O, in altre parole, quanta proporzione della varianza di una variabile dipendente è spiegata da un gruppo di variabili esplicative (§ 3.5).

Per eseguire analisi inferenziali su un campione costituito da unità i cui valori di forma, superficie e connettività non fossero tra loro correlati è stato necessario escludere dalle analisi tre vegri che avevano superfici molto più estese dei restanti, cioè oltre 3,29 deviazioni standard dalla media. Sono stati quindi omessi dalle analisi inferenziali i vegri dei monti Commezzara, Pajone e Mottolone. Il campione così ottenuto (42 vegri) non presenta valori di superficie superiori a oltre 3,29 deviazioni standard dalla media. In altre parole, non presenta valori estremi di superficie.

Dopo aver escluso questi valori estremi, le tre variabili non sono correlate in modo significativo; il coefficiente di correlazione di Pearson r tra esse è sempre $< |0.3|$.

La distribuzione della frequenza delle superfici e della connettività del campione di 42 vegri non è normale, non segue cioè una curva a campana. Può dunque essere utile trasformare i valori di questa variabile per ridurne l'asimmetria e la

variabilità della varianza per gruppi di valori (eteroschedasticità). Trasformando le superfici e le connettività, calcolandone rispettivamente il logaritmo e la radice quadrata, si ottengono distribuzioni normalizzate: ciò renderà possibile l'applicazione di modelli di regressione lineare.

3.3 Raccolta dei dati

3.3.1 Attualità e storia della distribuzione dei vegri

L'indagine geografica dei vegri selezionati e del paesaggio in cui sono essi inseriti è stata condotta con l'ausilio di GIS. Per la quasi totalità delle azioni effettuate si è utilizzato il GIS di libero accesso Quantum GIS (o QGIS) (QGIS Development Team 2018).

Il paesaggio euganeo è soggetto a cambiamenti graduali, da un lato all'abbandono degli usi agricoli marginali, come il pascolo e la fienagione, dall'altro all'intensificazione di quelli produttivi, come il vigneto e l'uliveto (§ 2.2.4); è stato necessario dunque estendere l'analisi alla condizione storica dei vegri. Sono state utilizzate a tal fine due fonti fotogrammetriche: foto aeree del 2012, reperite sul geoportale regionale (Regione del Veneto 2017); e foto aeree del 1954, realizzate dall'Istituto Geografico Militare (georiferite e proiettate a cura della Regione del Veneto).

Le coperture del suolo sono state quindi interpretate, tracciandone il perimetro allo stato attuale e come si presentava nel 1954. Nell'operazione è stata mantenuta una scala fissa di 1:5.000 per minimizzare gli errori interpretativi e mantenere una procedura identica nell'interpretazione delle due epoche. Questa risoluzione permette un'accuratezza massima di 5 m cioè 1 mm sullo schermo. Con la rappresentazione ottenuta dall'interpretazione fotografica si è quindi proceduto al calcolo delle caratteristiche geometriche dei prati per studiarne la variazione avvenuta tra le due epoche. Questo passaggio è stato effettuato tramite il calcolatore di campi di QGIS.

3.3.2 Analisi delle pressioni territoriali

Tra le pressioni che gravano sui vegri sono state indagate quelle direttamente riferibili alla tipologia di copertura del suolo circostante e quindi alla presenza o meno di copertura boschiva, aree agricole lavorate e siti artificiali, occupate da edifici e altre infrastrutture. La base di informazione è costituita dalla carta d'uso del suolo disponibile sul geoportale regionale (Regione del Veneto 2017), le cui classi sono quelle del progetto CORINE Land Cover (EEA 2018).

Le classi di copertura del suolo sono state in qualche caso accorpate per rendere l'interpretazione più agevole e per permettere di indagare solo le pressioni, riferibili alle classi di copertura, che agiscono sulle condizioni ecologiche dei vegri.

Le 38 classi di copertura della carta d'uso del suolo sono state quindi raggruppate in 19 classi tramite l'accorpamento di classi di copertura riferibili alla modificazione antropica non agricola del territorio e di quelle oggetto di sfruttamento agricolo per l'impianto di colture non arboree.

Nell'accorpamento è stata inoltre mantenuta la seguente caratterizzazione dell'uso del suolo: differente tipologia dello sfruttamento agricolo riferibile a colture arboree quali vigneti, oliveti e frutteti; differenti categorie forestali; differenti tipi di prati non intensamente sfruttati.

I dati ottenuti sono stati utilizzati per calcolare la percentuale di copertura boschiva attorno ai vegri nel 2012 e confrontarla con quella del 1954. Per indagare quindi la percentuale di copertura boschiva e non boschiva nel 1954 si è utilizzato un prodotto cartografico regionale, risultato di analisi ed interpretazione fotografica (Regione del Veneto 2014). Questa fase di analisi sull'uso del suolo, per entrambe le epoche, è stata condotta su una superficie riferibile a un intorno al perimetro dei vegri (buffer), corrispondente a 50, 100, 200 e 300 m di distanza da esso. Si è poi proceduto a caratterizzare i buffer con le stesse caratteristiche descrittive della base cartografica da cui sono state ottenute. Infine, le basi cartografiche (copertura del suolo nel 2012 e carta delle aree boschive del 1954) sono state ritagliate lungo i confini dei buffer. Sui nuovi perimetri così ottenuti sono state calcolate le coperture assolute e relative di tutte le classi d'uso del suolo, accorpate successivamente in categorie boschive e non boschive.

3.3.3 Valutazione della copertura arborea ed arbustiva

La superficie dei vegri è solitamente punteggiata da sporadici alberi e cespugli, che possono formare macchie di superficie più o meno discontinua. La stessa denominazione dell'habitat 6210 ne ricorda questa caratteristica, richiamando la presenza di «facies coperte da cespugli». La copertura relativa di alberi e arbusti è stata misurata utilizzando un modello digitale delle chiome derivante da un modello digitale delle superfici ottenuto con un sistema LiDAR da un volo effettuato dal Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare nel 2007 (Geoportale Nazionale 2017). Il metodo LiDAR è spiegato, con maggiore dettaglio, nel § 6.1, cui si rimanda chi volesse approfondirne le caratteristiche.

I dati di partenza sono di due tipologie: nuvola di punti LiDAR e dati in formato raster (modello digitale del terreno e modello digitale delle superfici).

Ulteriori dati, ottenuti tramite rilievi in campo, sono raggruppati in un file di tipo vettoriale costituito da poligoni che ricalcano i confini dei vegri presenti nell'area di studio.

In ambiente GIS è stata effettuata una sottrazione tra i file raster del modello digitale delle superfici e il modello digitale del terreno, al fine di ottenere un modello digitale degli elementi presenti al di sopra del terreno. Tale modello è stato ritagliato su una maschera della vegetazione, derivante dall'analisi delle relative ortofoto, producendo così un modello digitale delle chiome.

In seguito, il file vettoriale contenente i perimetri dei vegri è stato utilizzato per ritagliare il modello digitale delle chiome, in modo da ottenere il modello delle chiome all'interno dei poligoni rappresentanti i confini dei vegri. È stata scelta una soglia di 2 metri di altezza per l'individuazione della vegetazione arbustiva e sul file delle chiome sono stati selezionati, all'interno di ogni vegro, i pixel con valore maggiore o uguale a 2. Il file raster creato è stato convertito poi in un file vettoriale, contenente i poligoni relativi alla superficie coperta da vegetazione arbustiva sui vegri. Successivamente, tramite un "join spaziale", l'informazione relativa all'area coperta da vegetazione arbustiva è stata trasferita al file contenente i poligoni dei vegri, sui quali è stata poi calcolata la percentuale di superficie coperta da vegetazione arbustiva all'interno di ogni vegro.

La risoluzione dei dati raster di partenza (1 m × 1 m) risulta sufficiente al tipo di analisi effettuato e le operazioni di estrazione del modello delle chiome non sono risultate particolarmente onerose. Pertanto lo studio effettuato presenta una buona potenzialità per il monitoraggio delle dinamiche temporali delle formazioni vegetali interessate. La problematica maggiore è però la reperibilità dei dati. I file raster utilizzati sono stati infatti estratti da una nuvola di punti originata da un rilievo con sensore LiDAR nell'anno 2007; è importante che siano effettuati altri rilievi periodicamente.

3.3.4 Flora vascolare: "erborando" nei vegri

Per analizzare la ricchezza di biodiversità della flora dei vegri sono stati effettuati diversi rilevamenti, o, con una sola parola, sono state svolte diverse "erborazioni", durante i mesi di giugno, luglio, agosto e settembre 2016, in modo da intercettare il periodo di antesi della maggioranza delle specie vascolari presenti in questi habitat. In questo modo gli errori di determinazione dovuti al ritrovamento di specie manifestanti la sola forma vegetativa e non le porzioni riproduttive, identificabili in modo più semplice e preciso, sono stati minimizzati. I censimenti sono stati condotti interamente da Roberto Rizzieri Masin, con l'assistenza di Marco Perfetti e Luca Vigato.

Lo schema di campionamento è analogo a quello adottato da simili ricerche (Cousins *et al.* 2007, Sitzia e Trentanovi 2011). La composizione della flora vascolare è stata studiata sulla superficie dell'intero vegro e in quadrati di 1 m di lato.

Il primo dei rilievi è stato condotto percorrendo l'intera superficie del vegro e determinandone tutte le specie vascolari: questo tipo di rilevamento può anche

essere detto “erborazione totale”. I vegri sono stati quindi percorsi interamente per la loro estensione ed il tempo speso per ogni rilievo è stato proporzionato area per area fino a che il numero di specie non aumentava più, con tempi variabili da 30 minuti ad un’ora.

Il secondo dei rilievi è stato condotto con due modalità. Con la prima sono stati distribuiti 10 quadrati lungo un transetto di 15 m di lunghezza, orientato lungo la curva di livello, e reso permanente attraverso la misura delle sue coordinate geografiche con un GPS di precisione. Questo servirà per monitorare il grado di conservazione dei vegri e non è stato utilizzato in questo volume. Altri 10 quadrati sono stati distribuiti su tutta la superficie del vegro, in modo da rappresentarne la variabilità di stazioni e ottenere una misura della ricchezza di specie dei vegri con unità di rilevamento di uguale superficie. Questo tipo di rilevamento può anche definirsi “erborazione per quadrati”.

Le specie incontrate sono state caratterizzate mediante i valori di bioindicazione stimati da Pignatti (2005), la cui descrizione è stata esposta nel § 3.1.5.

3.3.5 Farfalle

La raccolta degli stadi adulti delle farfalle (Hesperioidea, Papilionoidea e Zygaenoidea) è stata condotta attraverso un’area di saggio con raggio di 15 m, comparabile alle dimensioni del vegro più piccolo, e per un tempo di 10 minuti. Tale approccio è stato scelto perché le dimensioni di alcuni vegri erano troppo ridotte per permettere di tracciare un transetto lineare (Balmer e Erhardt 2000).

Al fine di rendere l’area di saggio rappresentativa del relativo vegro, il suo centro è stato fatto coincidere con il centroide di ogni singolo vegro nel caso di *patch* omogenea o è stato opportunamente collocato osservando le diverse situazioni presenti (arbusti, vegetazione rada, distanza da margini boscati).

Il campionamento è stato eseguito tre volte nel 2016 da parte degli stessi rilevatori (Carlo Piazzi e Simone Iacopino), uno nel mese di giugno (dal 15 al 29), uno nel mese di luglio (dal 18 al 22) e uno in agosto (dal 17 al 24), in modo tale da coprire la stagione di volo annuale di tutte le specie di lepidotteri potenzialmente presenti (Bonato *et al.* 2009). All’interno dei tre periodi di campionamento i giorni di raccolta sono stati 17.

La raccolta dei dati è stata effettuata mediante il riconoscimento delle specie e il conteggio degli individui catturati con un retino per lepidotteri in condizioni di prato asciutto, in assenza di nuvole e vento forte (Figura 3.5, p. 72); sono infatti queste le condizioni che favoriscono il volo delle farfalle. Questo metodo è stato precedentemente utilizzato e testato con successo da diversi autori (Pollard e Yates 1993, Balmer e Erhardt 2000, Debinski *et al.* 2001, Marini *et al.* 2009a).

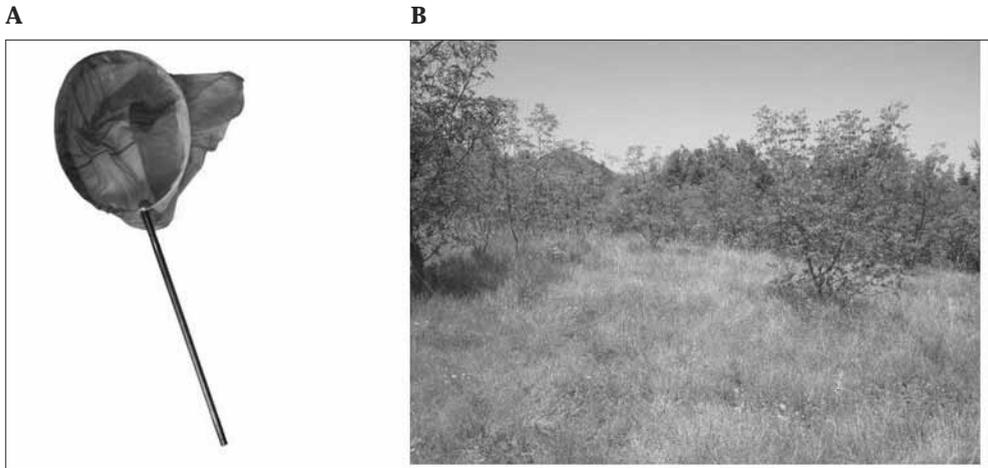


Figura 3.5. Retino per la cattura dei lepidotteri **(A)** e vegro con il centro dell'area di saggio **(B)** (foto di Carlo Piazzì).

3.3.6 Cavallette

La raccolta degli stadi adulti degli ortotteri (Ensifera e Caelifera) è stata condotta una volta dagli stessi rilevatori (Carlo Piazzì e Simone Iacopino) durante il periodo di massima attività e densità delle specie, dal 24 agosto al 14 settembre 2016. In ciascuna delle unità campionarie selezionate è stata determinata la ricchezza e l'abbondanza di specie di cavallette usando un box quadrato con i bordi alti (Gardiner *et al.*, 2005) di colore bianco (Figura 3.6, p. 73), largo 1 metro e alto 0,75 m, con la parte inferiore e superiore aperte, secondo quanto consigliato e utilizzato in precedenza (Gardiner *et al.* 2005, Badenhausser *et al.* 2009, Marini *et al.* 2009b).

All'interno di ogni prato sono stati effettuati 20 campionamenti sparsi posizionando il campionario in posizione verticale e catturando tutti gli individui che si trovavano al suo interno. La cattura è stata effettuata tramite appositi barattoli contenenti etere etilico in modo tale da poter campionare rapidamente tutti gli esemplari presenti.

Il campionamento è stato condotto in giornate soleggiate, dalle ore 10:00 alle ore 17:00, evitando giornate di pioggia e condizioni di prato bagnato. All'interno del periodo di campionamento i giorni di raccolta sono stati 11.



Figura 3.6. Campionatore quadrato utilizzato per la raccolta degli ortotteri (foto di Carlo Piazzì).

3.4 Le pressioni territoriali e la geografia dei vegri

3.4.1 Geometria attuale e storica del campione

Attraverso le analisi spiegate nel § 3.3.1, è stata ottenuta una rappresentazione cartografica della geografia dei vegri relativa al 1954 e al 2012. La Figura 3.7 a p. 74 mostra che la superficie e il perimetro dei vegri si sono ridotti dal 1954 al 2012, mentre le loro forme sono rimaste sostanzialmente invariate. Ad esempio, la Figura 3.8 riporta un estratto della cartografia ottenuta, in cui si evidenziano i cambiamenti avvenuti nel perimetro e nelle superfici del vegro del Monte Cecilia.

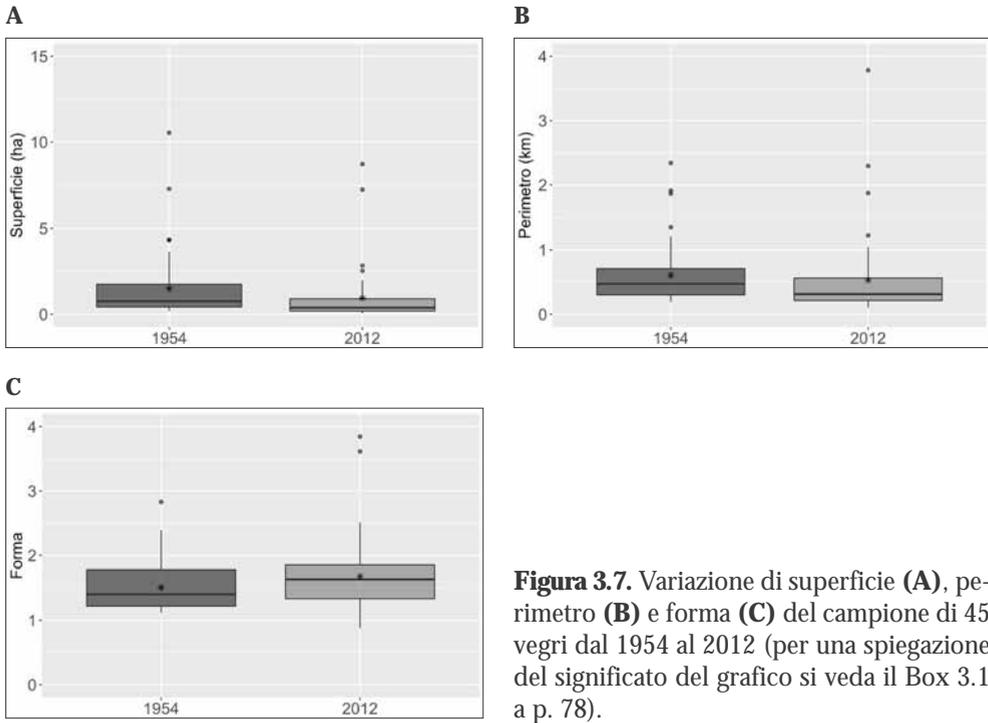


Figura 3.7. Variazione di superficie (A), perimetro (B) e forma (C) del campione di 45 vegri dal 1954 al 2012 (per una spiegazione del significato del grafico si veda il Box 3.1 a p. 78).

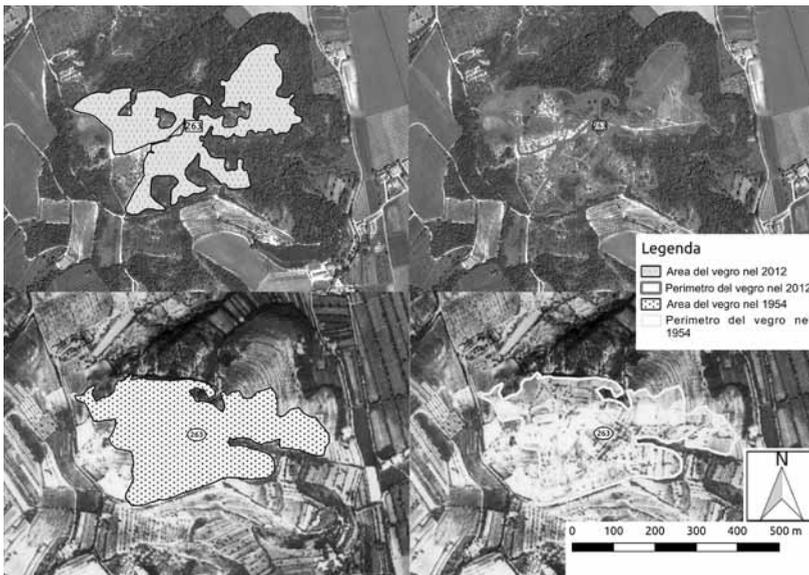


Figura 3.8. Estratto della cartografia ottenuta dalle operazioni di fotointerpretazione delle immagini aeree, e relativa legenda esplicativa. La base cartografica è il fotogramma aereo relativo al volo del 1954 e a quello del 2012.

3.4.2 Pressioni territoriali attuali e storiche

Per la procedura di valutazione delle pressioni territoriali è stato necessario, come già descritto nel § 3.3.2, caratterizzare le coperture del suolo circostanti i vegri. Le classi di copertura CORINE Land Cover sono state in parte accorpate, passando da 38 a 19 classi, e quest'ultima operazione ha prodotto come risultato una nuova mappa delle coperture del suolo dei Colli Euganei. Alla valutazione delle pressioni territoriali ha inoltre giovato un *buffering* per evidenziare le pressioni nel territorio limitrofo ai vegri. Di seguito viene riportata una composizione di immagini di una porzione del territorio analizzato centrata su uno dei vegri, in cui si evidenziano i buffer, caratterizzati e non caratterizzati, su cui sono state in seguito calcolate le pressioni nelle due epoche.

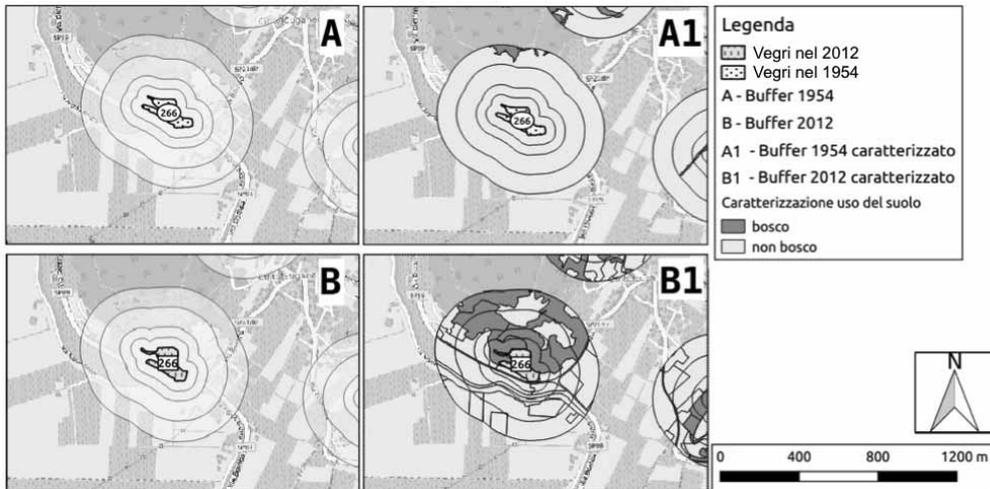


Figura 3.9. Composizione di immagini raffiguranti uno dei vegri campione nel 1954 e nel 2012, con i relativi buffer caratterizzati e non caratterizzati e relativa legenda.

I buffer così ottenuti sono stati inizialmente caratterizzati secondo le 19 classi di copertura del suolo raggruppate per avere come risultato una visione complessiva della tipologia di pressioni territoriali che gravano oggi sui vegri selezionati. Il risultato di questa operazione ed il conseguente calcolo delle superfici assolute e relative delle classi caratterizzanti i buffer è visibile nella Tabella 3.3.

Tabella 3.3. Superfici relative (%) delle 19 classi di copertura del suolo nei buffer attorno ai vegri.

Tipi di copertura	Superfici relative (%)			
	50 m	100 m	200 m	300 m
Altre colture permanenti	0.4	0.9	1.0	0.9
Aree modificate ed antropizzate non agricole	3.3	4.7	7.0	8.7
Bosco di latifoglie	1.3	1.4	1.5	1.5
Canali e idrovie	0.0	0.1	0.1	0.2
Castagneto dei substrati magmatici	0.6	0.9	1.9	2.8
Formazione antropogena di conifere	3.0	3.1	2.5	2.0
Frutteti	0.1	0.1	0.1	0.1
Oliveti	5.9	7.3	7.2	7.1
Vigneti	13.4	15.9	17.9	18.6
Orno-ostrieto con leccio	0.8	0.8	0.7	0.4
Ostrio-querceto a scotano	17.6	17.5	15.6	14.4
Querceto dei substrati magmatici con elementi mediterranei	3.8	3.0	2.2	2.1
Robinieto	11.3	13.5	15.1	14.9
Rovereto dei substrati magmatici	0.0	0.1	0.3	0.2
Terreni arabili in aree irrigue e non irrigue	5.2	7.0	10.0	11.8
Superficie a copertura erbacea: graminacee non soggette a rotazione	33.5	23.2	16.4	13.8
Superficie a prato permanente ad inerbimento spontaneo	0.0	0.4	0.4	0.4

I tipi di copertura boschiva più frequenti sono l'ostrio-querceto a scotano e il robinieto e, tra quelli agricoli, i vigneti; la maggior parte della copertura delle aree limitrofe ai vegri è costituita da altri vegri e rivestono un ruolo importante anche altri usi agricoli del suolo (uliveti e terreni arabili in zone irrigue o non irrigue).

I tipi di copertura del suolo relativi al 2012 sono stati raggruppati in due sole classi in modo da distinguere il bosco dalle altre coperture e poterle così confrontare con quelle relative al 1954 (Regione del Veneto 2014). Ciò ha permesso di studiare le variazioni della copertura boschiva circostante i vegri nel tempo.

Dal 1954 al 2012 si è verificato un generale incremento della copertura del bosco, passata dal 5-6 % al 38-40% dell'area buffer, con variazioni trascurabili tra il buffer di 50 m e quello di 300 m. Contemporaneamente, si è verificato un decremento della copertura non boschiva del suolo, che è passata dal 94-93% al 61-

59%. L'incremento della superficie boschiva e il corrispondente decremento delle superfici non boschive è, come abbiamo già visto, frutto dell'abbandono delle zone coltivate meno produttive, fenomeno storicamente testimoniato nei Colli Euganei, cui però ha fatto da contrappeso il consolidarsi delle colture intensive (§ 2).

3.5 Le analisi

3.5.1 Diversità α e diversità β

Quando si parla di diversità essa viene spesso distinta in tre dimensioni indicate dalle lettere greche alfa (α), beta (β) e gamma (γ). Il numero totale di specie misurato in tutte le unità campionarie (diversità γ) può essere scomposto nel numero effettivo di unità campionarie che presentano una diversa composizione (diversità β) e nel numero medio di specie di ciascuna unità (diversità α). La diversità α non tiene conto delle abbondanze relative delle specie. La diversità β invece sì, e mette in relazione la composizione di una unità con quella di tutte le altre unità campionarie.

Quando analizzeremo il numero di specie di piante o di farfalle o di cavallette misurate nella totalità del vegro faremo sempre uso della diversità α . Nel caso delle piante abbiamo svolto due tipi di erborazione: totale e per quadrati (§ 3.3.4). Con l'erborazione per quadrati possiamo distinguere il valore medio del numero di specie contate in ciascun quadrato (diversità α), dalla diversità in composizione tra un quadrato e l'altro dello stesso vegro (diversità β).

La diversità β così espressa è stata ottenuta attraverso la realizzazione di una matrice di dissimilarità della composizione tra tutte le coppie possibili di quadrati. La dissimilarità tra le coppie di quadrati è stata calcolata con il coefficiente di Sørensen. Quindi, è stato calcolato, semplificando il procedimento, un valore proporzionale alla distanza media tra tutte le coppie di quadrati. Per approfondimenti si veda la documentazione allegata alla funzione "betadisp" del pacchetto del software R "vegan" (Oksanen *et al.* 2015). Il valore di questa diversità è un indicatore dell'omogeneità della composizione del vegro, a sua volta correlata a quella delle condizioni stazionali, ma anche alla monotonia di condizioni di substrato dovuta ai disturbi antropici.

3.5.2 Medie, indici di posizione, tabelle e grafici

Medie e indici di posizione non hanno bisogno di presentazioni. Ne facciamo uso tutti i giorni, e questo libro non può farne a meno. Faremo anche uso di tabelle e grafici che, normalmente, riportano le frequenze relative, cioè la proporzione relativa del numero di osservazioni di determinate classi di valori, o la loro distri-

buzione (Box 3.1). Useremo anche i diagrammi di dispersione, di cui parliamo nel prossimo capitolo. Questa parte delle analisi statistiche è detta “descrittiva”, mentre quella dei capitoli seguenti è detta “inferenziale” ed ha l’obiettivo di ricavare le caratteristiche di una popolazione dall’osservazione di una parte di essa (“campione”).

Box 3.1. *Box plot*: rappresentazione sintetica della distribuzione dei dati rilevati.

Il *box plot* è un grafico, detto anche diagramma a scatola e baffi, capace di rappresentare in modo sintetico caratteri quantitativi (Figura 3.10) Solitamente viene rappresentato come un rettangolo (scatola o *box*) diviso in due parti con due segmenti presenti alle estremità dei due lati minori. La linea interna alla scatola è il valore mediano, mentre i lati minori, inferiore e superiore, della scatola si riferiscono, rispettivamente, al primo (Q_1) e al terzo quartile (Q_3). Il primo quartile è il valore al di sotto del quale si trova il 25% delle osservazioni, il terzo quartile rappresenta quel valore al di sotto del quale si trova il 75% delle osservazioni. I segmenti (*whisker*) al di sopra e al di sotto del box mostrano l’intervallo di variazione dei dati (minimo e massimo), esclusi gli estremi (*outlier*). I cerchi identificano gli estremi, cioè valori convenzionalmente più distanti di $1,5 \times (Q_3 - Q_1)$ dal box.

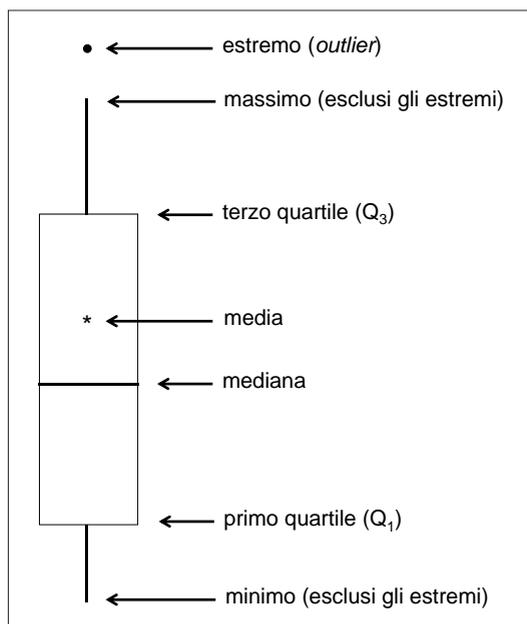


Figura 3.10. Esempio schematico di *box plot* con i suoi principali elementi.

3.5.3. Correlazione e regressione lineare

L'analisi di regressione è una tecnica statistica che permette di trovare la relazione tra due variabili, di cui una si chiama variabile dipendente (o risposta) e una variabile indipendente (o esplicativa). I valori della variabile dipendente sono causati o condizionati da quelli della variabile indipendente. Se il numero di variabili indipendenti utilizzato per spiegare il comportamento della variabile dipendente è uno, la regressione è detta "semplice", se è maggiore di uno, invece, è detta "multipla".

Uno dei modi per rappresentare la relazione tra due variabili quantitative consiste nel riportarne graficamente tutti i valori osservati attraverso un diagramma a dispersione. In questo diagramma, o grafico, vengono riprodotti i punti corrispondenti alle coppie di valori delle due variabili, una, quella indipendente (x), rappresentata sull'asse orizzontale (X) e l'altra (dipendente o y) sull'asse verticale (Y). Sarà possibile osservare la forma della nuvola di punti per farsi un'idea dell'intensità del legame causa-effetto che passa tra le due variabili, posto che questo legame abbia un senso.

La relazione tra le due variabili può essere quantificata attraverso la correlazione; questa ci dice se le due variabili tendono ad andare nella stessa direzione (correlazione positiva) o meno (correlazione negativa), e con quale grado di proporzionalità. I tre valori limite della correlazione sono 0, +1 e -1. Se la correlazione è pari a 0 significa che le due variabili non sono correlate tra loro, sono cioè indipendenti; se essa è pari a +1 le due variabili sono correlate positivamente, se è pari a -1 esse sono correlate negativamente. Tra questi tre limiti esistono infinite correlazioni di valore intermedio, che esprimono quindi una tendenza a variare nella stessa direzione, o in direzioni opposte, con diversa intensità.

Dopo aver quantificato la correlazione è possibile creare un modello che descriva in maniera sintetica la relazione tra le due variabili. Un modello matematico si manifesta con un'equazione che descrive, quantitativamente, la forma della nuvola di punti introdotta all'inizio del capitolo. Se la curva che descrive meglio la relazione tra le due variabili è una retta, la regressione è lineare ed è questa che useremo nei capitoli seguenti. L'equazione classica che descrive una retta è la seguente:

$$y = a + bx$$

L'espressione, oltre ai valori delle due variabili, contiene anche altri due parametri, indicati con le lettere a e b . Questi sono, rispettivamente, l'intercetta, cioè il valore di y al quale la retta interseca l'asse Y , e l'inclinazione della retta o coefficiente angolare. Il coefficiente angolare rappresenta il tasso di variazione di y al variare di x . La migliore retta possibile è quella che meglio rappresenta la dispersione dei punti, minimizzando gli errori statistici col metodo dei minimi quadrati. Questo metodo trova la curva che riduce al minimo la somma delle distanze tra i singoli punti della dispersione e la curva stessa, elevate al quadrato. La frazione della va-

rianza della variabile dipendente espressa dalla retta così individuata è detta coefficiente di determinazione (R^2). Questo coefficiente assume valori compresi tra 0 (capacità di previsione nulla) e 1 (capacità di previsione perfetta).

Oltre ai metodi di analisi statistica detti univariati, dove ogni osservazione può assumere un solo valore (realizzazione di una singola variabile), vi sono i metodi multivariati, nei quali ogni osservazione ha per risultato non un singolo valore ma un numero $n > 1$ di risultati ognuno realizzazione di una diversa variabile. Nel nostro caso, questi metodi interessano perché i dati raccolti sulla presenza delle specie presentano più caratteristiche per ogni osservazione. Per ogni vegro preso in esame vengono misurate un numero elevato di variabili, corrispondenti ciascuna alla presenza o assenza delle specie. Sarebbe possibile analizzare una specie alla volta e farne analisi statistiche separate, ma esistono metodi multivariati in grado di mettere in luce la dipendenza reciproca delle specie, cioè della composizione (Box 3.2, p. 81).

3.5.4 Il livello di significatività

Pur minimizzando gli errori, sarà sempre possibile incorrere in un errore accettando un'ipotesi, come quella che due variabili siano tra loro correlate. D'altra parte, esiste anche la probabilità di incorrere in un errore rifiutando l'ipotesi che la relazione esista quando essa dovrebbe essere accettata. Questa probabilità è detta livello di significatività e si indica con la lettera α , mentre il valore p indica il più basso valore di α per il quale siamo disposti a rigettare l'ipotesi che esista una relazione tra le due variabili. Ad esempio, se scriviamo che $p = 0,007$, vuol dire che esiste una probabilità del 99,3% di incorrere in errore rifiutando l'ipotesi che le due variabili siano correlate. Una della soglie che più comunemente si pone per p è 5% ($p < 0,05$): questa soglia è quella che viene usata anche in questo libro per giudicare significativa una relazione.

3.6 La flora

3.6.1 Confronto tra erborazione totale ed erborazione per quadrati

Sebbene il numero totale di specie rilevato nell'intera superficie dei vegri (erborazione totale) sia significativamente ($p = 0,007$) correlato al numero di specie rilevate nei quadrati (erborazione per quadrati), solo il 17% ($R^2 = 0,17$) della varianza della prima variabile è espressa dalla regressione con la seconda. Esistono quindi scostamenti anche notevoli tra il numero totale di specie del vegro e quelle rilevate nei quadrati che, complessivamente, coprono 10 m² del vegro. Per questo motivo sarà bene mantenerli separati nelle analisi e considerarli il primo espressione della ricchezza di specie dei vegri, il secondo della loro densità (numero di specie per unità di superficie).

Box 3.2. Rappresentare e confrontare la composizione di due habitat: lo scaling multidimensionale non parametrico e le specie indicatrici.

Un metodo molto utilizzato per rappresentare la composizione di diversi gruppi tassonomici nelle varie aree di rilievo è lo *scaling* multidimensionale non parametrico (NMDS). Questo metodo di statistica multivariata permette di rappresentare e analizzare graficamente l'andamento della composizione tra le varie aree campione. È un metodo fattoriale di tipo esplorativo. La sua applicazione permette di rappresentare geometricamente delle aree di saggio in un numero limitato di dimensioni, partendo da una matrice di distanza, di similarità o di dissimilarità (valori proporzionali a quanto i rilievi sono diversi tra loro). Infatti, da questa matrice si ricavano variabili tra loro non correlate che consentono di rappresentare e sintetizzare le informazioni delle aree di saggio mediante degli assi configurandoli in uno spazio caratterizzato da un numero di dimensioni (2-3) minore rispetto a quello della matrice di partenza (Figura 3.19, p. 87).

Allo scopo di identificare delle specie indicatrici di diversi habitat è possibile eseguire un'analisi specifica. Infatti, questo metodo è comunemente utilizzato nello studio delle comunità ecologiche e anche in ambito fitosociologico. L'analisi delle specie indicatrici (*Indicator Species Analysis*) permette di individuare la combinazione tra gruppi di aree campionarie e specie vascolari che assume il più alto livello di significatività statistica possibile (Dufrène e Legendre 1997). L'analisi può essere condotta sia a partire da dati di abbondanza (frequenza/copertura) sia a partire da dati di presenza/assenza. Il risultato è la determinazione della o delle specie caratterizzanti i vari gruppi di aree campionarie. L'analisi è stata eseguita utilizzando il pacchetto "indicspecies" del software R (De Caceres e Jansen 2016) e applicando la funzione di associazione IndVal.g.

3.6.2 Frequenza dei valori di bioindicazione e delle forme biologiche

In questo capitolo sono riprodotte le frequenze relative dei valori di bioindicazione di Ellenberg, come modificati da Pignatti (2005), e delle forme biologiche, utilizzando tutte le specie incontrate.

Complessivamente la distribuzione dei valori è coerente con le tipiche condizioni stazionali nelle quali vegetano le comunità dei prati aridi. Le specie hanno fioriture concentrate tra aprile e luglio (Figura 3.11A, p. 82) e sono mediamente eliofile (Figura 3.11B, p. 82). Studi recenti hanno evidenziato che alcune specie minacciate, come le orchidee, fioriscono nello stesso momento, come strategia di autoconservazione (Fantinato *et al.* 2016). Le forme biologiche più comuni sono quelle delle erbacee emicriptofite (piante perenni come le festuche e il tarassaco) e terofite (piante annuali come la camomilla), come ci si può aspettare in comunità di prato (Figura 3.12, p. 82). I valori di bioindicazione dei caratteri del suolo mostrano come siano dominanti le specie calcifile, xerofile e oligotrofile, sebbene si noti la presenza di un gruppo di specie che predilige suoli fertili, sul quale saranno svolte opportune analisi nei capitoli successivi (Figura 3.13, p. 82).

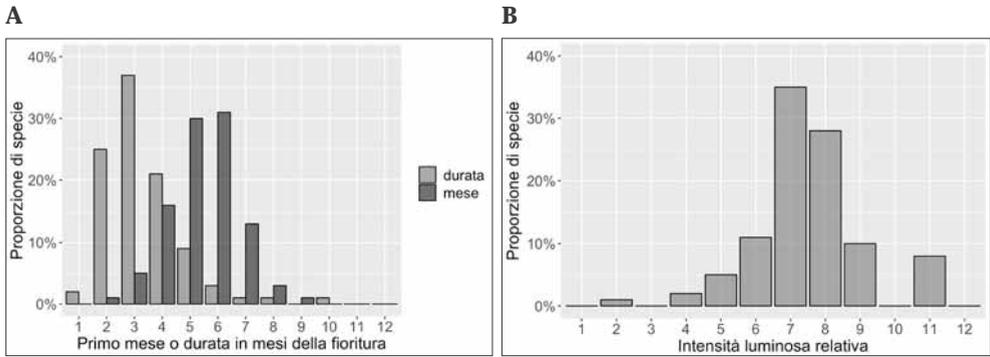


Figura 3.11. Frequenze relative all’inizio e alla durata della fioritura (A) e ai valori di bioindicazione di intensità luminosa relativa secondo Pignatti (2005) (B) nei 45 vegri selezionati.

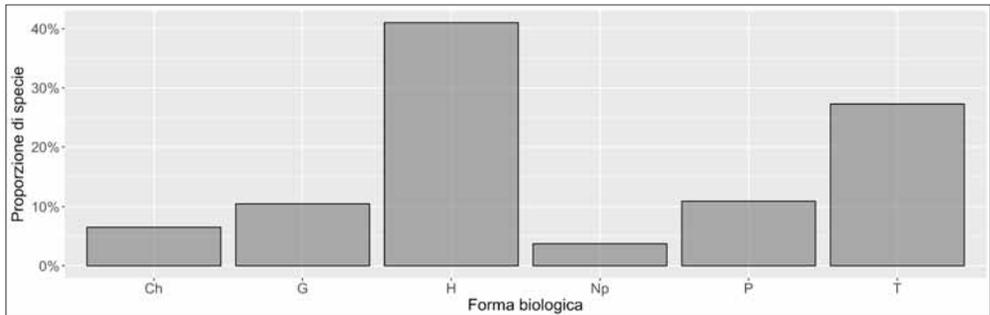


Figura 3.12. Frequenze delle forme biologiche secondo Pignatti (2005) delle piante che compongono i 45 vegri selezionati (Ch: camefite, G: geofite, H: emicriptofite, Np: nanofaneroite, P: faneroite, T: terofite).

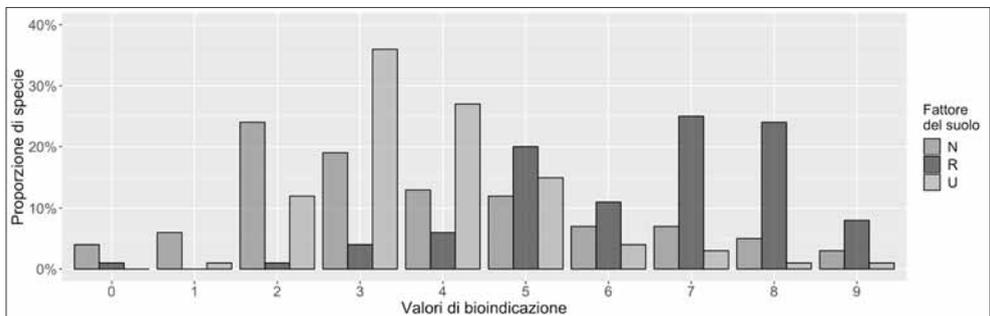


Figura 3.13. Frequenze dei valori di bioindicazione secondo Pignatti (2005) relativi ai fattori del suolo nei 45 vegri selezionati (N: nutrienti, R: reazione, U: umidità).

I valori di bioindicazione medi ponderati calcolati con il sistema di Landolt *et al.* (2010) sono positivamente correlati con quelli calcolati con il sistema di Pignatti (2005); nel seguito del capitolo si farà quindi riferimento, per semplicità, solo ai primi, che sono sintetizzati mediante una scala numerica a 5 valori.

3.6.3 Composizione

Le specie caratteristiche o tipiche dell'habitat 6210, con le loro percentuali di frequenza, sono riportate nella Figura 3.14 a p. 84.

Sono riportate con diversi colori a seconda che il valore di frequenza assoluta sia superiore o inferiore alla media delle frequenze di tutte le specie. Lo stesso grafico è riprodotto con riferimento alle specie esotiche (Figura 3.15, p. 84). Si nota che le specie più comuni, tra quelle caratteristiche o tipiche, sono: *Bromus erectus* (= *Bromopsis erecta* subsp. *erecta*), *Brachypodium rupestre*, *Erynigum amethystinum*, *Fumana procumbens*, *Globularia bisnagarica*, *Hippocrepis comosa*, *Koeleria pyramidata*, *Scabiosa triandra*, *Salvia pratensis* subsp. *pratensis* e *Poterium sanguisorba* subsp. *sanguisorba* (= *Sanguisorba minor*). Va segnalato che molte orchidee sono presenti solo sporadicamente. Tra le specie esotiche, di gran lunga le più frequenti sono: ailanto, *Erigeron canadensis*, *E. sumatrensis* e robinia.

3.6.4 Ricchezza di specie

I dati riportati in questo paragrafo fanno riferimento all'intero campione dei 45 vegri, comprensivo quindi anche di quelli maggiormente estesi.

Sono state contate 429 specie vascolari, delle quali 38 caratteristiche dell'habitat 6210 (tra cui 15 orchidee) e 25 esotiche (di cui due archeofite e le altre introdotte tra il 1700 e le epoche recenti).

Tabella 3.4. Ricchezza di specie vascolari per vegro (n = 45).

Indice	Indicatore statistico			
	Mediana	Minimo	Massimo	Deviazione standard
Numero totale di specie	84	45	189	30
Numero di specie caratteristiche dell'habitat 6210	11	4	24	4,8
Numero di specie esotiche	5	0	8	1,9
Numero medio di specie / m ²	10	6,6	16,8	1,9

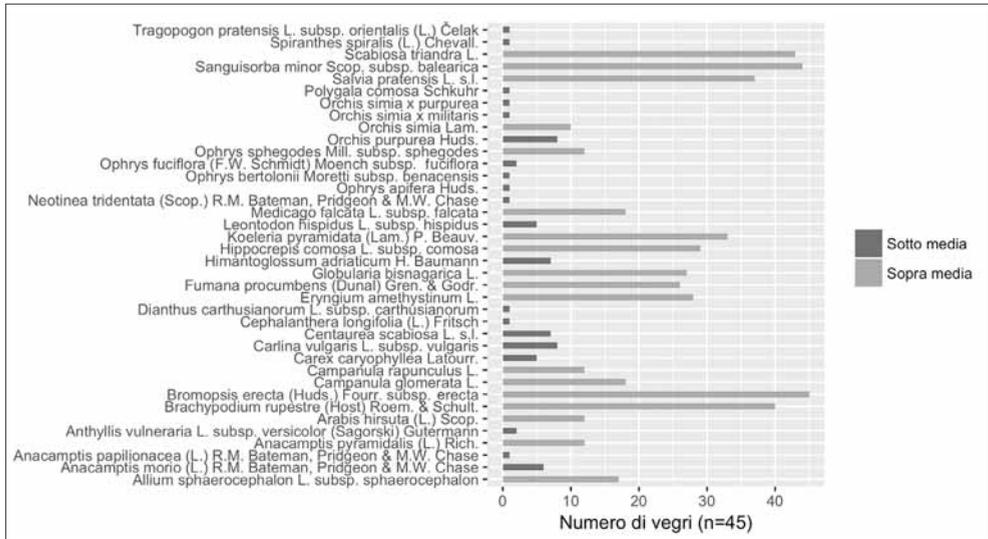


Figura 3.14. Frequenza delle specie vascolari caratteristiche o tipiche dell'habitat 6210 nei 45 vegri studiati. Sono indicate, rispettivamente in rosso o in nero, le specie la cui frequenza è superiore o inferiore al valore medio di frequenza.

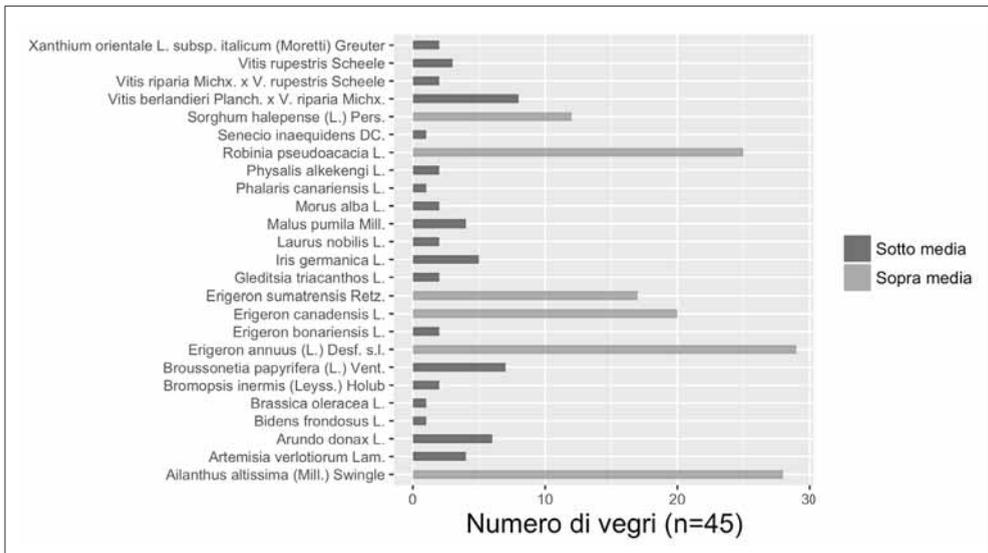


Figura 3.15. Frequenze delle specie vascolari esotiche nei 45 vegri studiati. Sono indicate, rispettivamente in rosso o in nero, le specie la cui frequenza è superiore o inferiore al valore medio di frequenza.

3.6.5 Relazioni specie-area

Nella figura seguente è riprodotto un grafico della relazione specie-area (S 3.1.3) nei vegri, facendo riferimento a tutte le specie vascolari rilevate. La funzione risultante è $S = 102,1 \times A^{0,21}$ che è una funzione potenza: essa può essere espressa in forma di una retta come $\log_{10} S = \log_{10} 102,1 + 0,21 \log_{10} A$, il cui coefficiente angolare è 0,21. Il coefficiente di determinazione (R^2) di questa funzione è pari a 0,57. Nella Figura 3.16 sono riportati due diagrammi a dispersione che riproducono la funzione con due diverse rappresentazioni.

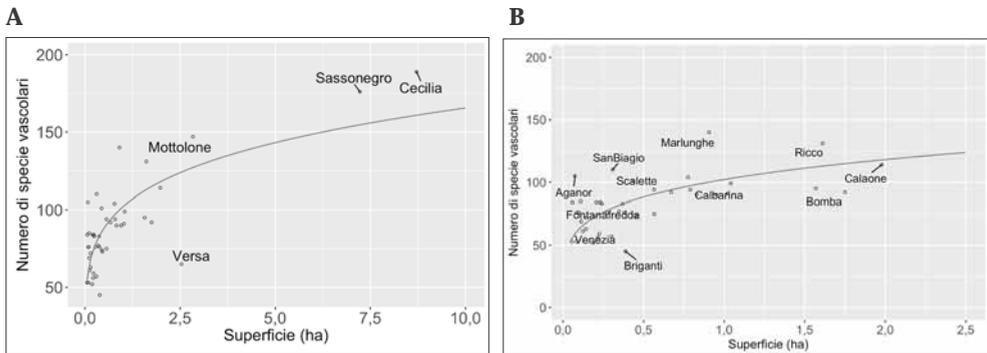


Figura 3.16. Relazioni specie-area. **(A)** Grafico costruito con tutti i vegri ($n = 45$). **(B)** Grafico costruito con i vegri aventi superficie inferiore a 2,5 ha ($n = 41$).

Anche la relazione tra la superficie e il numero di specie caratteristiche dell'habitat 6210 è significativa, sebbene la varianza del numero di specie spiegata dalla superficie sia relativamente bassa ($R^2 = 0,35$); la funzione corrispondente è: $S = 13,1 \times A^{0,20}$ ed è riprodotta con un diagramma a dispersione nella Figura 3.17.

Per entrambe le funzioni il valore di p è $< 0,0001$.

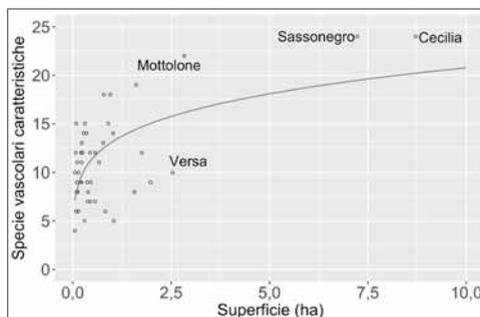


Figura 3.17. Relazione tra il numero di specie vascolari caratteristiche dell'habitat 6210 e la superficie del vegro nel quale esse sono state trovate ($n = 45$).

3.6.6 Nidificazione delle specie vascolari caratteristiche

Come abbiamo visto nel § 3.1.4, è lecito chiedersi se le specie caratteristiche che compongono i vegri più piccoli rappresentino un sottoinsieme delle specie che compongono i vegri più grandi. Per verificarlo visivamente, abbiamo riprodotto nella Figura 3.18 a p. 87 tre matrici relative alla presenza delle specie caratteristiche: in tutte le matrici l'ordine delle righe (specie) è decrescente sulla base della frequenza. L'ordine delle colonne (vegri) è sempre decrescente, ma nella prima matrice a sinistra esso segue il numero totale di specie; in quella centrale la superficie; in quella più a destra la connettività.

Sulla base di quanto è stato detto, si può notare che la comunità di specie caratteristiche è, almeno parzialmente, nidificata se la matrice è ordinata nel modo più compatto possibile, cioè sulla base del numero totale di specie (Figura 3.18A). Si nota un certo grado di nidificazione anche quando l'ordine segue la superficie (Figura 3.18B) e la connettività (Figura 3.18C). Il valore dell'indice C di nidificazione relativa (Wright e Reeyes 1992) è infatti, rispettivamente, pari a 0,82, 0,71 e 0,69; sarebbe stato pari a 1 qualora vi fosse stata nidificazione perfetta, cioè se tutte le celle rosse fossero state disposte a sinistra della «linea di margine». Risultati analoghi sono stati ottenuti applicando algoritmi più sofisticati e appropriati test di significatività, come quelli che si possono ottenere con il software NeD (Strona e Fattorini 2015).

In conclusione, sulla base delle nostre osservazioni, la flora dei vegri euganei presenta un discreto grado di nidificazione, sia lungo il gradiente di superficie, sia lungo il gradiente di connettività; alcune specie sembrano però essere limitate, almeno in parte, ai vegri più piccoli e isolati, come si può vedere nella Figura 3.18B-C, dove sono segnalati due casi di presenze e assenze inaspettate rispetto ad una comunità perfettamente nidificata. Ad esempio, *Polygala comosa* (Polcom) è stata osservata una sola volta, e soltanto nel vegro più isolato.

3.6.7 Relazioni tra paesaggio e biodiversità della flora

Le relazioni riferite ai gruppi fanno riferimento al campione di 45 vegri, nessuno escluso; quelle relative alle analisi inferenziali con tutti i vegri non raggruppati, invece, si riferiscono al campione di 42 vegri, dove gli estremi sono stati omessi (§ 3.2).

La Figura 3.19 a p. 87 è stata ottenuta attraverso l'applicazione della tecnica statistica nota come scaling multidimensionale non parametrico (NMDS) (Box 3.2, p. 81). La composizione dei vegri appartenenti alla stessa classe di superficie è simile, ma si può notare che i vegri piccoli presentano una composizione maggiormente variabile tra essi, rispetto a quelli grandi. Va ricordato che i dati utilizzati qui riguardano la totalità delle specie rilevate nel vegro.

Ciò emerge chiaramente laddove si esegua un altro tipo di analisi, detta IndVal, alla ricerca di specie indicatrici. L'analisi IndVal quantifica la fedeltà e specificità

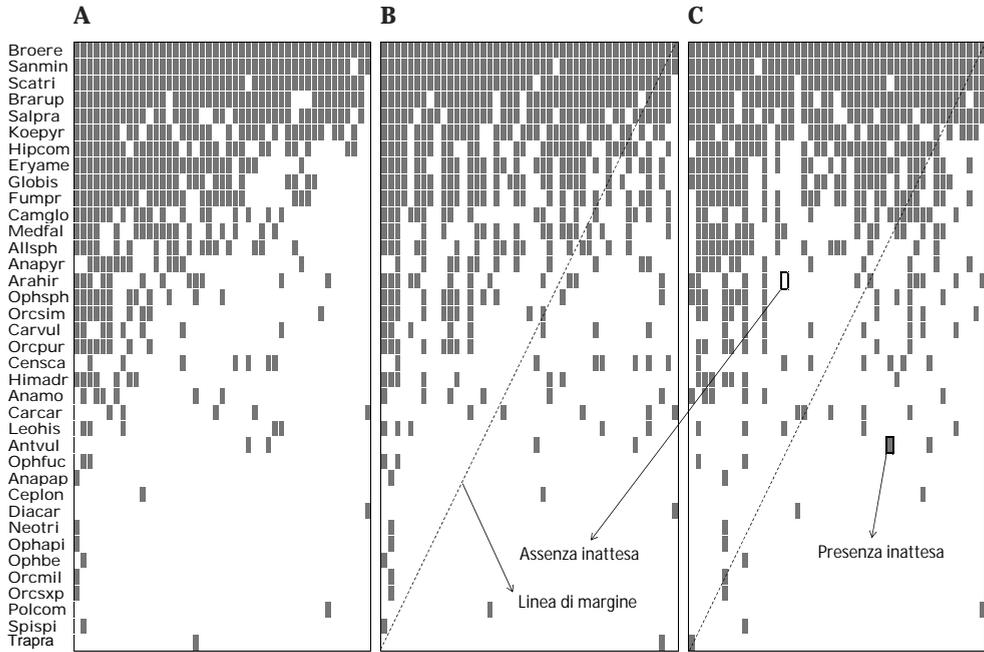


Figura 3.18. Matrice delle specie caratteristiche dell'habitat 6210 (righe) presenti nei vegri (colonne), dove le colonne sono ordinate in modo diverso (vedi testo). Quando la cella è colorata in rosso, essa indica che la specie nella riga corrispondente è presente nella colonna (vegro) corrispondente, quando è bianca indica che la specie è assente.

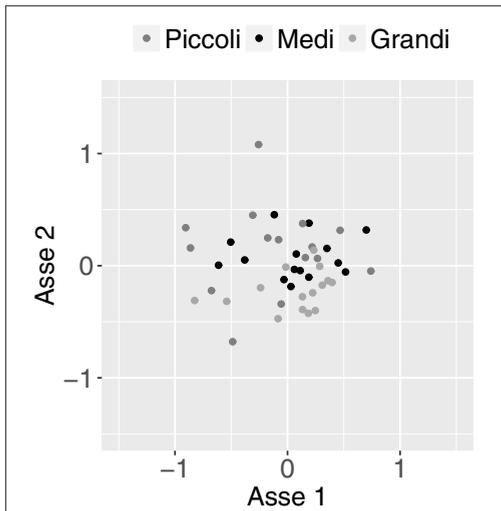


Figura 3.19. Distribuzione delle classi di superficie dei vegri rispetto alla loro composizione floristica (n = 45).

delle specie in relazioni a gruppi di siti costruiti dall'utente, e ne testa la significatività statistica delle associazioni con il metodo delle permutazioni (Box 3.2, p. 81). L'analisi è stata effettuata per verificare l'esistenza di specie indicatrici di determinate classi di valori di dimensione, forma e connettività, con un livello di significatività > 95%.

L'unica specie indicatrice di vegri di medie dimensioni è *Malus domestica*, la cui presenza è però accidentale. Le specie indicatrici di vegri grandi sono 20 (*Arundo donax*, *Cerastium pumilum*, *Crepis sancta* subsp. *ne-mauensis*, *Dianthus sylvestris* subsp. *sylyvestris*, *Elymus repens*, *Ficus carica*,

Galium lucidum subsp. *lucidum*, *Hieracium umbellatum* subsp. *umbellatum*, *Linum tenuifolium*, *Olea europaea*, *Ophrys sphegodes* subsp. *sphogodes*, *Orchis purpurea*, *Pilosella piloselloides* subsp. *piloselloides*, *Rosa corymbifera*, *Haplophyllum patavinum* (= *Ruta patavina*), *Thymelaea passerina*, *Thymus pulegioides*, *Triticum vagans* e *Viburnum lantana*). Quattro specie sono indicatrici sia di vegri grandi che di vegri medi: *Ajuga chamaepitys* subsp. *chamaepitys*, *Cerastium brachypetalum* subsp. *brachypetalum*, *Lactuca sativa* subsp. *serriola* e *Teucrium montanum*.

Daucus carota subsp. *carota* è specie indicatrice di vegri di forme normali, *Paliurus spina-christi* di vegri con forme complesse, come *Triticum vagans* e *Echium vulgare* subsp. *vulgare*.

Di connettività più basse sono indicatrici *Crepis vesicaria* subsp. *vesicaria* e *Prunus spinosa*, mentre di connettività intermedie *Centaurea jacea* subsp. *jacea*. Diciotto specie sono indicatrici di connettività elevate: *Anacamptis morio*, *Campanula rapunculus*, *Cerastium pumilum*, *Cynosurus echinatus*, *Delphinium peregrinum*, *Galium lucidum*, *Gladiolus italicus*, *Himantoglossum adriaticum*, *Nigella damasceana*, *Ophrys sphegodes* subsp. *sphogodes*, *Orchis purpurea*, *Rosa corymbifera*, *Saponaria ocymoides* subsp. *ocymoides*, *Petrosedum rupestre*, *Sonchus asper* subsp. *asper*, *Thymus pulegioides* e *Trifolium angustifolium*. Di connettività medie ed elevate è indicatrice *Convolvulus cantabrica*.

Tra le specie citate merita notare quelle caratteristiche dell'habitat 6210, come *Himantoglossum adriaticum* e le altre orchidee, la cui presenza è subordinata ad un buon livello di connettività, ma anche *Haplophyllum patavinum* (= *Ruta patavina*), confinata ai vegri con grande superficie.

3.6.8 Valori di bioindicazione

Il calcolo del valore medio ponderato dei valori di bioindicazione di Landolt *et al.* (2010) (che seguono una scala di 5 valori), effettuato sulla base della presenza delle specie censite nell'intero vegro e della frequenza delle specie censite nei quadrati, è risultato correlato (Figura 3.20, p. 89).

Utilizzando i valori di bioindicazione di Landolt *et al.* (2010) calcolati con le specie trovate nei quadrati si ottengono i grafici riportati a p. 90. La relazione dei nutrienti nel suolo è significativamente positiva con il numero di specie esotiche ($p = 0,024$) e significativamente negativa con il numero di specie caratteristiche dell'habitat 6210 ($p < 0,0001$), ed esprime, rispettivamente, il 12% e il 41% della loro varianza (Figura 3.21, p. 90); inoltre la relazione tra l'umidità del suolo e il numero di specie caratteristiche è significativamente negativa ($p = 0,03$, $R^2 = 0,09$) (Figura 3.22, p. 90).

Queste sono tra le relazioni significative più interessanti. Esse confermano che l'apporto di nutrienti e l'umidità del suolo, a sua volta associati alla produttività

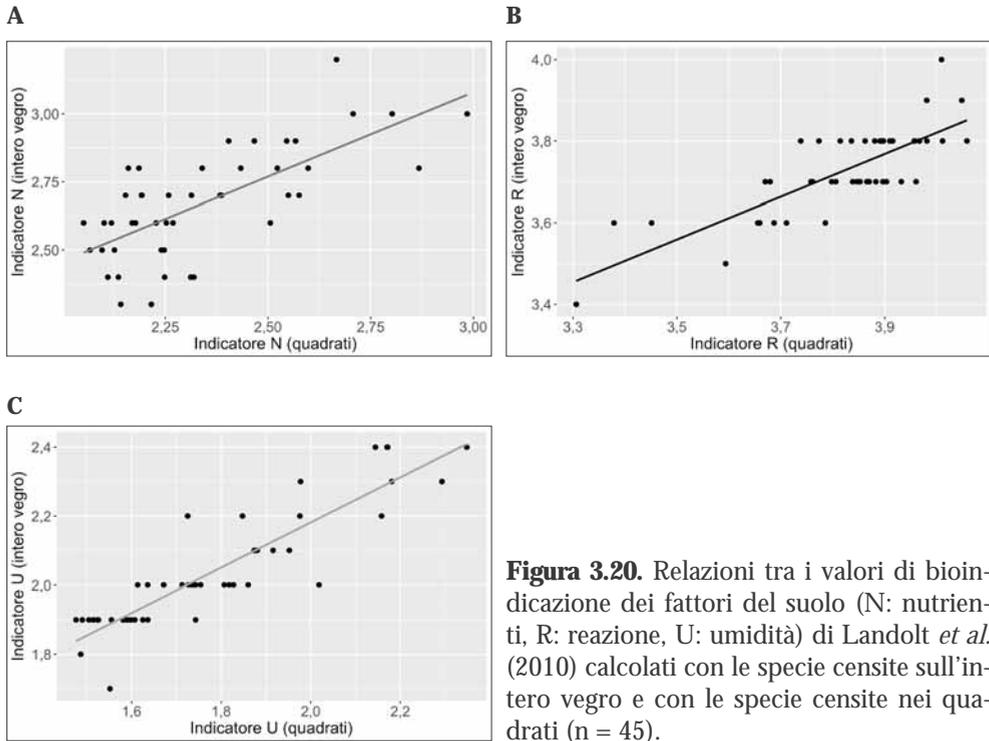


Figura 3.20. Relazioni tra i valori di bioindicazione dei fattori del suolo (N: nutrienti, R: reazione, U: umidità) di Landolt *et al.* (2010) calcolati con le specie censite sull'intero vegro e con le specie censite nei quadrati ($n = 45$).

delle specie competitive, di taglia relativamente maggiore e a rapido accrescimento, hanno effetti negativi sul grado di conservazione dell'habitat dei vegri, in quanto provocano una rarefazione delle sue specie caratteristiche. L'apporto di nutrienti può essere dovuto alla lisciviazione di nutrienti dai campi coltivati adiacenti e alle deposizioni aeree di inquinanti azotati di origine agricola o industriale (Stevens *et al.* 2010).

3.6.9 Copertura arbustiva

Non sono state riscontrate relazioni tra il numero di specie vascolari e la copertura arbustiva. Ciò è dovuto probabilmente all'intervallo di variazione della copertura arbustiva del campione di vegri, compreso tra 0 e 30%, e alla media (13%), sufficientemente bassa per non generare nelle piante competizione per la luce.

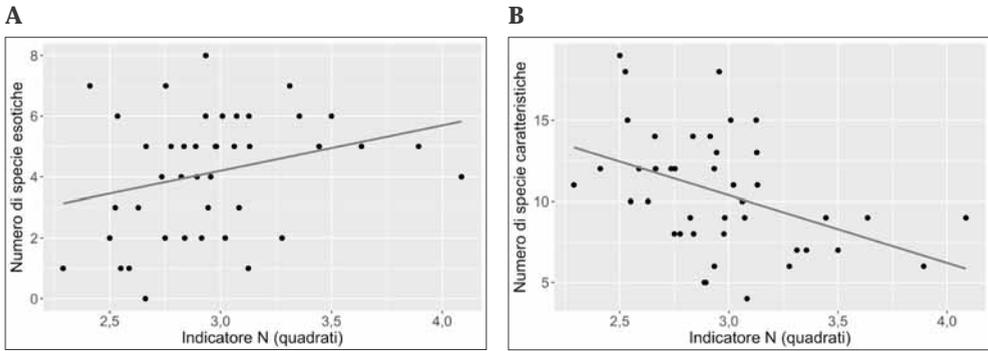


Figura 3.21. Relazione tra il numero di specie vascolari esotiche (A) e caratteristiche (B) dell'habitat 6210 e valore di bioindicazione per i nutrienti nel suolo (Indicatore N) calcolato con le specie rilevate nei quadrati ($n = 42$).

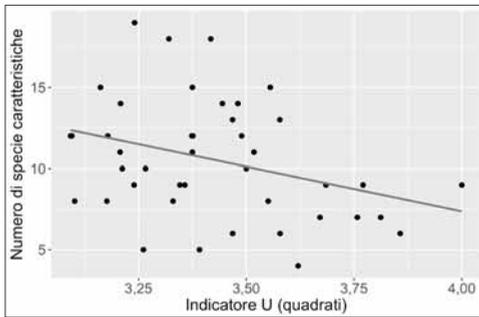


Figura 3.22. Relazione tra numero di specie vascolari caratteristiche del vegro e valore di bioindicazione per l'umidità nel suolo (Indicatore U) calcolato con le specie rilevate nei quadrati ($n = 42$).

3.7 Farfalle e cavallette

3.7.1 Composizione delle comunità di farfalle

Il numero totale delle specie di farfalle campionate nei vegri è 53, delle quali 6 sono state determinate fino al genere (*Colias*, *Leptidea*, *Pieris*, *Polyommatus*, *Pyrgus*, *Zygaena*). Il numero totale di individui è 789, 38 dei quali determinati fino al genere (Tabella 3.5, p. 91).

La specie più numerosa è *Polyommatus icarus* con un totale di 89 individui, mentre diverse specie sono state rilevate una sola volta in tutto il periodo di raccolta, per esempio *Carcharodus alceae*, *Polygonia c-album* e *Vanessa cardui*.

Tabella 3.5. Ricchezza totale e valori medi delle farfalle censite nei vegri (n = 45).

	Totale	Media	Minimo	Massimo
Ricchezza di specie	47	9	2	16
Numero di individui	789	20	3	55

Gli individui campionati appartengono a 6 famiglie differenti (Hesperiidae, Lycaenidae, Nymphalidae, Papilionoidea, Pieridae e Zygaenidae), delle quali la più numerosa (Nymphalidae) conta 17 specie differenti.

Tra le 47 specie ottenute dal campionamento si possono chiaramente distinguere 27 tipiche dei prati (due strettamente di prati calcarei), 5 di foresta e 15 sono generaliste, come riportato nella Tabella 3.6. Ne risulta che il 19% degli individui raccolti sono specie generaliste, il 69% è caratteristico dei prati, di cui il 17% sono specie di prati calcarei e solamente il 12% sono specie tipiche di foresta.

Tabella 3.6. Suddivisione delle farfalle in gruppi ecologici secondo le preferenze ambientali.

Gruppi ecologici	Specie
Specie di prato	<i>Aricia agestis</i> , <i>Carcharodus alceae</i> , <i>Coenonympha pamphilus</i> , <i>Colias crocea</i> , <i>Cupido alceas</i> , <i>Cupido argiades</i> , <i>Hipparchia statilinus</i> , <i>Issoria lathonia</i> , <i>Melanargia galathea</i> , <i>Melitea athalia</i> , <i>Melitea didyma</i> , <i>Melitea phoebe</i> , <i>Minois dryas</i> , <i>Pieris manni</i> , <i>Plebeius argus</i> , <i>Polyommatus icarus</i> , <i>Polyommatus thersites</i> , <i>Pontia edusa</i> , <i>Pseudophilotes baton</i> , <i>Pyrgus armoricanus</i> , <i>Vanessa cardui</i> , <i>Zygaena carniolica</i> , <i>Zygaena loti</i> , <i>Zygaena purpuralis</i>
Specie di prato calcareo	<i>Polyommatus bellargus</i> , <i>Spialia sertorius</i>
Specie di foresta	<i>Argynnis paphia</i> , <i>Celastrina argiolus</i> , <i>Coenonympha arcania</i> , <i>Limenitis reducta</i> , <i>Pararge aegeria</i>
Generaliste	<i>Aglais io</i> , <i>Iphiclides podalirius</i> , <i>Lasiommata megera</i> , <i>Leptidea sinapis</i> , <i>Lycaena phlaeas</i> , <i>Maniola jurtina</i> , <i>Ochlodes sylvanus</i> , <i>Papilio machaon</i> , <i>Pieris napi</i> , <i>Pieris rapae</i> , <i>Polygonia c-album</i> , <i>Pyrgus malvae</i> , <i>Syntomis phegea</i> , <i>Zygaena ephialtes</i> , <i>Zygaena filipendulae</i> , <i>Zygaena lonicerae</i>

3.7.2 Composizione delle comunità di cavallette

Per quanto riguarda le cavallette, il totale delle specie campionate nei vegri analizzati è 27, per complessivi 845 individui raccolti, tra i quali solamente 29 non sono stati identificati. Inoltre, 22 esemplari sono stati riconosciuti solo fino al genere *Chortippus*. Nella tabella seguente sono riportati i risultati della fase di campionamento e riconoscimento delle cavallette.

Tabella 3.7. Ricchezza totale e valori medi delle cavallette osservate nei vegri (n = 45).

	Totale	Media	Minimo	Massimo
Ricchezza di specie	27	4	1	9
Numero di individui	949	21	3	61

La specie più numerosa è *Pezotettix giornae* con un totale di 466 individui raccolti; mentre diverse specie sono state campionate una sola volta in tutto il periodo di raccolta, per esempio *Acrida ungarica mediterranea*, *Melanogryllus desertus desertus* o *Micropodisma salamandra*. Gli individui campionati si distribuiscono tra 15 specie di Caelifera e 12 specie di Ensifera e tra 4 famiglie differenti (Acrididae, Gryllidae, Mogoplistidae e Tettigoniidae), delle quali la più numerosa (Acrididae) conta 15 specie differenti (Tabella 3.8).

Delle specie osservate, solo cinque sono tipiche di vegri. Come si può osservare nella Tabella 3.8 a p. 93, a differenza di quanto osservato per le farfalle, esse non rappresentano né la maggioranza degli individui raccolti, né le specie la cui presenza caratterizza maggiormente i vegri.

Tabella 3.8. Frequenza percentuale delle cavallette sul totale (n = 949) degli individui raccolti (Freq.ind) e sul totale dei vegri (n = 45) visitati (Freq.veg). Sono riportate in grassetto le specie tipiche dei vegri.

Specie	Freq.ind	Freq.veg
<i>Acrida ungarica mediterranea</i>	0,1	2,2
<i>Aiolopus strepens strepens</i>	1,3	17,8
<i>Aiolopus thalassinus thalassinus</i>	0,2	4,4
<i>Anisoptera fusca</i>	0,2	2,2
Arachnocephalus vestitus	0,6	13,3
Calliptamus italicus italicus	1,2	15,6
Calliptamus siciliae	4,8	37,8
<i>Chorthippus (Chorthippus) dorsatus dorsatus</i>	0,1	2,2
<i>Chorthippus (Glyptobothrus) mollis ignifer</i>	2,3	22,2
<i>Chorthippus (Glyptobothrus) brunneus brunneus</i>	1,6	22,2
<i>Chorthippus sp.</i>	2,4	28,9
Decticus albifrons	0,3	6,7
<i>Euchorthippus declivus</i>	13,6	71,1
<i>Gomphocerippus rufus</i>	0,6	2,2
<i>Locusta migratoria cinerascens</i>	0,2	2,2
<i>Melanogryllus desertus desertus</i>	0,1	2,2
<i>Micropodisma salamandra</i>	0,1	2,2
<i>Oecanthus pellucens pellucens</i>	0,2	4,4
Omocestus (Dirshius) haemorrhoidalis haemorrhoidalis	0,8	6,7
<i>Omocestus rufipe</i>	1,4	17,8
<i>Pezotettix giornae</i>	56,8	95,6
<i>Phaneroptera nana nana</i>	0,8	15,6
<i>Pholidoptera griseoptera</i>	0,7	2,2
<i>Platycleis grisea grisea</i>	1,7	22,2
Rhacocleis germanica	0,6	6,7
<i>Ruspolia nitidula</i>	1,8	6,7
Tylopsis liliifolia	1,9	22,2
<i>Yersinella raymondi</i>	0,1	2,2

3.7.3 Relazioni con la geometria e la distribuzione dei vegri

Le regressioni rappresentate nella Figura 3.23 a p. 94 evidenziano che, tra le variabili che descrivono il paesaggio funzionale dei vegri, la forma, marginalmente ($p = 0,094$), e la connettività ($p = 0,024$) hanno una qualche influenza, seppur negativa, sul numero di specie di farfalle, esprimendone, rispettivamente, il 7% e il 12% della varianza; la superficie non ha invece effetti.

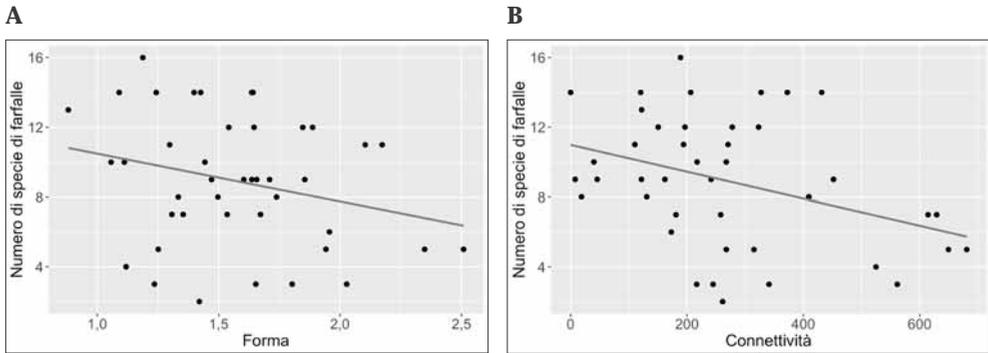


Figura 3.23. Relazioni tra forma (A) e connettività (B) con il numero di specie di farfalle (n = 42).

Il fatto che le farfalle reagiscono negativamente alla connettività e alla forma e che la superficie non produce effetti non è di facile interpretazione. Tuttavia, una sintesi bibliografica condotta da Öckinger *et al.* (2012) ha evidenziato che l'uso del suolo della matrice può modificare gli effetti della frammentazione degli habitat sulla biodiversità. In particolare, l'aumento della copertura di boschi nella matrice determina un allentamento degli effetti dell'isolamento delle praterie sulle farfalle che vi trovano habitat, rispetto a paesaggi nei quali le praterie sono vere e proprie isole circondate da arativi.

3.7.4 Relazioni con la diversità β

Le cavallette sono influenzate negativamente dalla diversità β della flora (§ 3.5.1), sia per quanto riguarda la ricchezza di specie ($p = 0,009$), sia per quanto riguarda il numero dei loro individui ($p = 0,05$), esprimendone il 16% e il 9% della varianza, rispettivamente (Figura 3.24). Al contrario, le farfalle non mostrano alcuna relazione significativa con la diversità β della flora.

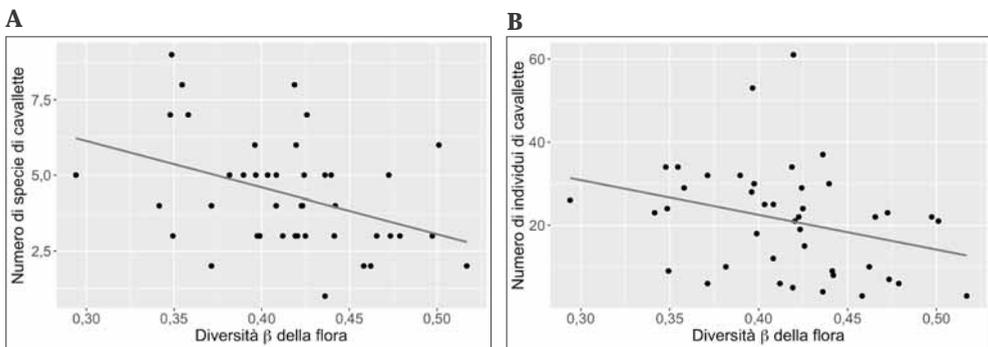


Figura 3.24. Relazioni tra la diversità β della flora con il numero di specie (A) e di individui (B) di cavallette (n = 42).

Questa relazione, inaspettata, trova probabilmente spiegazione nel fatto che le comunità di cavallette rilevate durante i campionamenti non sono caratteristiche di vegri ricchi in specie, come sono normalmente i brometi, ma sono dominate da specie generaliste: un fenomeno che si riscontra anche altrove (Habel *et al.* 2013) e che conferma quanto visto nel § 3.7.2.

3.7.5 Relazioni con la copertura arbustiva

La copertura arbustiva influisce in modo significativo e negativamente su tutte le variabili dipendenti relative alla ricchezza di specie e al numero di farfalle e cavallette (Figura 3.25 e Figura 3.26). In particolare, la relazione è significativa con il numero di specie di farfalle ($p = 0,053$), il numero di individui di farfalle ($p = 0,037$), il numero di specie di cavallette ($p = 0,094$) e il numero di individui di cavallette ($p = 0,025$), esprimendone, rispettivamente, il 9%, 10%, 7% e 12% della varianza.

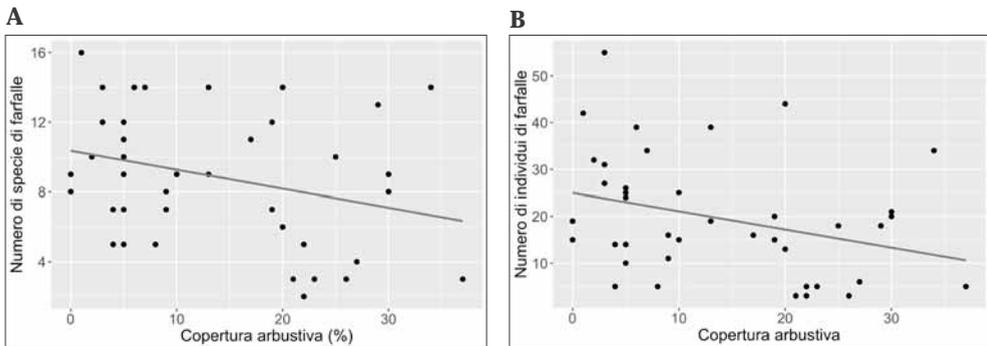


Figura 3.25. Relazioni tra la copertura arbustiva e il numero di specie (A) e individui (B) di farfalle ($n = 42$).

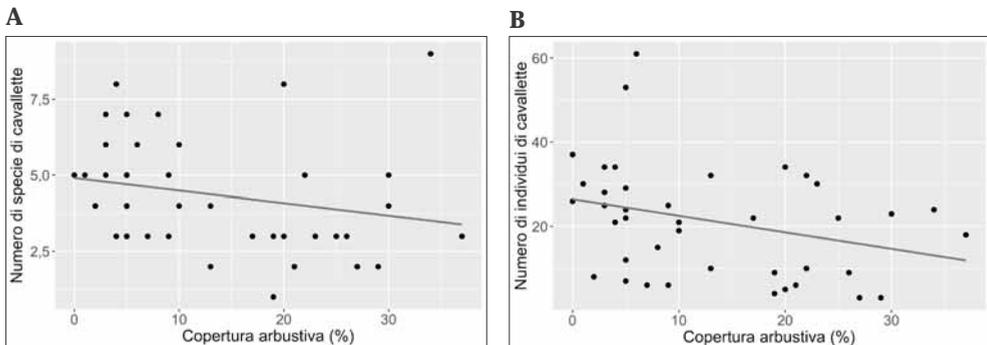


Figura 3.26. Relazioni tra la copertura arbustiva e il numero di specie (A) e individui (B) di cavallette ($n = 42$).

La copertura di arbusti, se eccessiva, oltre che limitare il volo degli individui adulti, riduce la disponibilità di nicchie trofiche e spaziali per queste specie, a causa dell'ombreggiamento e dell'accresciuta umidità che ne deriva. Relazioni simili a queste sono state dimostrate anche nei pascoli alpini (Koch *et al.* 2015).

3.7.6 Relazioni con i valori di bioindicazione

Delle varie possibili relazioni tra la biodiversità dell'entomofauna e i valori di bioindicazione, si riporta quella con la fertilità del suolo, ottenuta attraverso il valore di bioindicazione per i nutrienti medio ponderato. Le relazioni con il numero di specie sono significativamente positive con le cavallette ($p = 0,002$), e solo marginalmente con le farfalle ($p = 0,095$), esprimendone, rispettivamente, il 12% e il 7% della varianza (Figura 3.27).

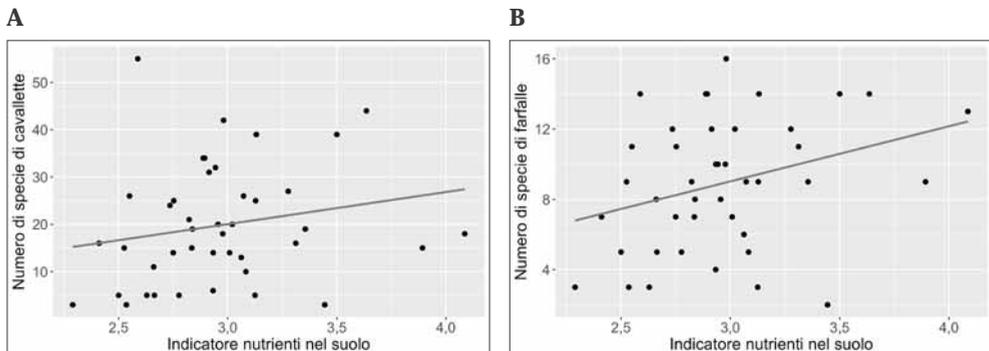


Figura 3.27. Relazioni tra la fertilità calcolata attraverso il valore di bioindicazione per i nutrienti e il numero di specie di cavallette **(A)** e farfalle **(B)** ($n = 42$).

La relazione osservata con le cavallette conferma quanto già osservato nel § 3.7.5 circa il temperamento generalista di buona parte di esse. La relazione non è così altrettanto significativa per le specie di farfalle, in quanto, come abbiamo visto nel § 3.7.1, esse sono tuttora, in buona parte, tipiche dei vegri.

3.8 La gestione dei vegri

Le tecniche ottimali per la gestione dei vegri sono da tempo note e documentate, tra l'altro, in un manuale tecnico pubblicato dalla Commissione Europea (Calaciura e Spinelli 2008) da cui questo capitolo trae diversi riferimenti. Le azioni tec-

niche possono riguardare il pascolo, lo sfalcio, la gestione degli arbusti, il controllo delle specie invasive e la protezione passiva.

3.8.1 Il pascolo

Perché questo ottenga gli effetti sperati, il bestiame al pascolo deve essere regimato fissandone, con appropriati criteri, la tipologia, la stagione, la densità, la durata, la sequenza e la distribuzione. La tabella seguente riporta le caratteristiche delle diverse tipologie di bestiame.

Tabella 3.9. Caratteristiche del pascolo ed effetti sulla copertura erbacea nei vegri.

<p>Bovini</p> <p>Più adatti alla conservazione delle praterie:</p> <ul style="list-style-type: none"> – non selettivi: effetti positivi per molte specie; – danni trascurabili al tappeto erboso. <p>Animali giovani, di minor peso, sono particolarmente adatti.</p>	<p>Ovini</p> <p>Più adatti per le praterie meno produttive e più aride:</p> <ul style="list-style-type: none"> – molto selettivi (rovesciano le zolle erbose); – rischio di danneggiare il tappeto erboso. <p>Per limitare gli impatti negativi:</p> <ul style="list-style-type: none"> – periodi brevi di pascolamento, seguiti da lunghe pause (almeno otto settimane); – limiti al carico. <p>Le pecore sono più leggere e più agili dei bovini e potrebbero essere più idonee su pendii ripidi.</p>
<p>Caprini</p> <p>Particolarmente adatti a superfici arbustive:</p> <ul style="list-style-type: none"> – non molto selettivi; – preferenza per la brucatura di piante legnose. <p>Per evitare i danni legati ad un utilizzo eccessivo, i caprini dovrebbero essere circoscritti a specifici siti e per limitati periodi di tempo.</p>	<p>Cavalli e pony</p> <p>Il pascolo dei cavalli e dei pony presenta serie difficoltà:</p> <ul style="list-style-type: none"> – sono molto selettivi; – brucano le piante al colletto; – possono danneggiare il tappeto erboso con il loro peso e il calpestamento.
<p>Asini</p>	
<p>Gli asini sono più piccoli e più leggeri di cavalli e pony di uguale altezza e sono idonei a pascolare pendii ripidi. Sono anche facili da gestire e utili per controllare le piante invasive. Non sono selettivi e sono resistenti alla scarsità d'acqua e alle temperature rigide.</p>	
<p>Pascolo misto</p>	
<p>Il pascolo misto di bovini e di ovi-caprini potrebbe essere idoneo dove gli arbusti stanno gradualmente invadendo le superfici di habitat, solo per periodi e carichi di capre limitati.</p>	

Per evitare gli effetti negativi del pascolo, esso dovrebbe essere ritardato più a lungo possibile, fino alla tarda estate. Il pascolo invernale è un'alternativa interessante, purché non sia limitato a questa stagione in quanto permetterebbe agli arbusti di svilupparsi. Da maggio a luglio il pascolamento deve essere evitato per non interferire con la fioritura delle orchidee.

La tabella seguente riporta i carichi di pascolo che si sono dimostrati efficaci nella conservazione di praterie calcaree semi-naturali su suoli superficiali, come sono normalmente quelle dei Colli Euganei. La tabella mostra quanto a lungo il pascolo di bovini o pecore è in grado di compensare un più basso carico di animali, ottenendo lo stesso livello totale di pascolamento. La tabella può essere applicata anche a capre e asini, considerando che ogni capra equivale a 0,15 UBA (unità bovine adulte) ed ogni asino a 1 UBA.

Tabella 3.10. Linee guida per dimensionare il carico nelle praterie calcaree collinari (numero di animali per ettaro). Quattro pecore adulte (ciascuna del peso di 60 kg) sono considerate equivalenti a un vitello di 1 anno (240 kg). Approssimativamente, ogni manzo è equivalente a 0,5 UBA e ogni pecora a 0,125 UBA. Ogni capra (di età superiore a 6 mesi) equivale a 0,15 UBA. Ogni asino vale 1 UBA. Il numero di animali che possono teoricamente pascolare per tutte le 52 settimane dell'anno è equivalente al carico annuale quando convertito in UBA/ha.

Numero di settimane di pascolo per anno	Ovini (/ha/anno)	Bovini (/ha/anno)
2	60	15
4	30	8
6	20	5
8	15	4
10	12	3
12	10	2,5
14	8,5	2
16	7,5	2
20	6	1,5
24	5	1
36	3,5	1
52	2,5	0,5

La durata del pascolamento è inversamente proporzionale al carico, come specificato nella Tabella 3.10. La via più opportuna è quindi quella di scegliere una combinazione intermedia tra durata e carico.

Il sistema di pascolamento può essere suddiviso in due grandi categorie: pascolo continuo e pascolo a rotazione.

Il pascolo continuo, tipico del pascolo estensivo, in cui si mantengono livelli bassi di carico, permette alle aree non brucate di svilupparsi secondo la naturale fenologia, fornendo quindi un numero maggiore di nicchie ecologiche. La densità di pascolo può essere corretta, normalmente riducendola con l'avanzare della stagione e con la riduzione della produttività della prateria. Per orientare la distribuzione del pascolo si può giocare sui punti di abbeverata, dove il bestiame tende a concentrarsi. Stazioni di specie particolarmente minacciate possono essere recintate in modo da evitare danni da calpestamento.

Il pascolo a rotazione è più idoneo ai Colli Euganei in quanto le superfici di vegro hanno estensione ridotta e sono frammentate. Allo scopo dovrebbero essere realizzate delle recinzioni e il bestiame dovrebbe essere spostato lungo la rete di sentieri e strade.

3.8.2 Lo sfalcio

Lo sfalcio è un metodo di gestione tipico dei prati da fieno, ma è applicabile anche ai vegri, dove il pascolo non sia un'alternativa percorribile, sebbene l'effetto dello sfalcio non crei lo stesso mosaico di condizioni ecologiche tipiche del pascolo, specialmente con riferimento agli invertebrati. Le differenze più importanti tra gli effetti del pascolo e quelli dello sfalcio sono riportate nella Tabella 3.11 a p. 100.

Le tecniche di sfalcio possono essere distinte secondo la loro periodicità, frequenza, distribuzione e secondo i metodi applicati.

I vegri vanno segati una volta all'anno. La data va posticipata a fine giugno per proteggere l'avifauna e l'entomofauna che richiedono una vegetazione molto strutturata come rifugio e per permettere alle specie vascolari di disseminare, e avvenire dopo la cova degli uccelli nidificanti. Ogni cinque anni un taglio molto tardivo (fine agosto-settembre) può favorire le specie a fioritura tardiva.

La distribuzione dei tagli non deve essere uniforme e contemporanea su tutte le praterie, ma i tempi delle operazioni vanno dilatati in modo da evitare danni alla microfauna. Per arrecare il danno minore ai rettili, agli insetti e agli araneidi vanno lasciate alcune superfici non segate, come aree rifugio. Il 5-10% della superficie va quindi lasciato indisturbato, e segato l'estate successiva, adottando una rotazione in modo che la stessa parcella stia a riposo ogni 10-20 anni.

La tecnica migliore di segazione consiste nell'utilizzo della barra falciante. L'uso di falciatrici a disco uccide molti più animali, cui deve essere data la possibilità di scappare. Nel caso si faccia uso di falciatrici a disco, l'altezza di taglio deve essere tenuta a 8-10 cm e le linee di taglio devono essere centrifughe, dal centro dell'area verso l'esterno. L'altezza di taglio non va comunque tenuta bassa su tutta la superficie, ma possono essere create piccole aree prive di vegetazione che sono necessarie per la germinazione dei semi e favoriscono gli invertebrati. I residui del taglio devono essere rimossi per evitare l'incremento del contenuto in nutrienti del suolo, oppure utilizzati come *mulching* sulle superfici decespugliate.

Tabella 3.11. Differenze tra sfalcio e pascolamento (da Crofts e Jefferson in Calaciura e Spinelli 2008, modif.).

Caratteristica	Sfalcio	Pascolamento
Rimozione di biomassa	Sì	Sì
Mantenimento di un contenuto di nutrienti ridotto	Sì, se i residui dello sfalcio vengono rimossi	Sì, ma con le deiezioni il bestiame restituisce parte dei nutrienti al suolo
Creazione di interruzioni della copertura (<i>gap</i>) che diventano nicchie ecologiche, habitat per gli invertebrati e per nuove plantule	No	Sì, per azione degli zoccoli dei bovini, dei pony, degli asini e delle pecore
Selezione e rimozione di specie particolari (vedi anche sotto)	No	Sì, la selezione si manifesta attraverso il controllo delle specie appetite, favorendo quelle non appetite, e quelle a lenta crescita e meno accessibili
Creazione di un mosaico nella vegetazione	No	Sì, a meno che il pascolo non sia troppo pesante. Questo risultato è dovuto alla selezione operata dal bestiame
Graduale rimozione della biomassa nel tempo	No, uniforme e rapida	Sì
Creazione di praterie strutturalmente diversificate (aree scoperte, a cespi, arbustive, ad alte erbe, a basse erbe, ecc.)	No	Sì, a meno che il carico sia pesante e continuo
Creazione di praterie dense e aderenti al suolo	Può accadere con un taglio regolare	Può accadere con pascolo denso e continuo, soprattutto se ovino

3.8.3 La gestione degli arbusti

Le praterie abbandonate sono invase da diverse specie di arbusti, tra cui il biancospino (*Craetegus monogyna*), il prugnolo (*Prunus spinosa*), il ligustro (*Ligustrum vulgare*), la lantana (*Viburnum lantana*), la sanguinella (*Cornus sanguinea*), il rovo (*Rubus* sp. pl.), la rosa canina (*Rosa canina*) e la ginestra (*Spartium junceum*), ma, sebbene invasivi, devono essere considerati una componente naturale di queste cenosi, purché non superino il 20% della copertura, che andrebbe mantenuta tale con opportune misure di gestione.

Alla rimozione degli arbusti segue il ricaccio delle radici e delle ceppaie, che vanno rimossi. Normalmente l'operazione deve essere eseguita una sola volta,

facendola seguire dal pascolo o dallo sfalcio. In altri casi, sono necessarie altre misure complementari, come il *mulching* o la scarificazione del suolo con fresatrice. L'obiettivo è il mantenimento di diverse classi d'età dei popolamenti arbustivi.

Se possibile, sarebbe opportuno realizzare ecotopi arbustivi ampi e di diversa età e diversi stadi di successione, tagliando, ad esempio una parcella alla volta, 1/15 ogni anno o 3/15 ogni tre anni. Le parcelle adiacenti vengono quindi tagliate in sequenza in modo da favorire la fauna poco vagile. Nelle aree di ricolonizzazione degli arbusti, i semenzali dovrebbero essere rimossi immediatamente, monitorandoli la primavera successiva e procedendo a strapparli o rimuoverli.

La rimozione degli arbusti, ove possibile, dovrebbe avvenire nelle parti centrali dei vegri, lasciando gli arbusti di margine, dove le diverse facies ecotonali costituiscono la naturale transizione alle comunità arboree. In questo modo, è possibile estendere l'area occupata dagli stadi precoci di successione al bosco, che potrebbero favorire la presenza e la diffusione delle orchidee.

Alcune specie, come il prugnolo, il ligustro e la sanguinella, sono difficili da rimuovere e tendono a ricacciare vigorosamente in risposta al taglio. Qualora vi sia una viabilità sufficiente e non vi siano problemi per la fauna selvatica, gli arbusti possono essere rapidamente ed efficacemente estirpati con un miniescavatore. Questa operazione rimuove gli arbusti, le sue radici e gli strati superficiali di suoli ricchi di nutrienti, esponendo nuovamente gli strati minerali e innescando la successione.

Il decespugliamento deve essere eseguito in autunno o in inverno, per evitare di disturbare la fauna selvatica nel periodo della riproduzione. Il taglio praticato tra l'inizio di settembre e la fine di febbraio evita la stagione della nidificazione, mentre il taglio praticato alla fine dell'inverno permette agli uccelli e ai mammiferi di usufruire dei frutti degli arbusti. Il taglio può essere effettuato mediante speciali decespugliatori che non danneggiano la microfauna.

Il pascolo a rotazione può essere un modo appropriato per controllare gli arbusti, purché attentamente monitorato per prevenire il sovrapascolamento o il calpestamento eccessivo. Gli asini sono in grado di brucare gli arbusti nella fase di crescita fornendo un buon sistema per controllare i cespugli nella vegetazione semi-naturale. Le capre possono strappare le cortecce e, se usate attentamente, possono generare diversità strutturale. Le pecore non affrontano le aree invase da alte erbe così prontamente come i bovini o i pony, ma sono efficienti brucatrici di giovani arbusti, in grado di rimuovere le foglie completamente. Inoltre, alcune razze di pecore sono in grado di farsi strada attraverso gli arbusti, ma gli animali più giovani e le razze più leggere non riescono a superarli. È quindi consigliabile iniziare con un carico ridotto (0,25 UBA/ha), monitorando gli effetti e adattandosi di conseguenza.

Il solo pascolamento non è tuttavia generalmente sufficiente a gestire gli arbusti. Un regime di pascolo basato sul pascolo invernale, ad esempio, di solito richiede

uno sforzo eccessivo per rimuovere ripetutamente le piante legnose che ricacciano. Quindi, di solito, è consigliabile applicare lo sfalcio assieme al pascolamento. Il periodo migliore dipende dalla fauna presente. Le uova e le larve degli insetti sono spesso le più vulnerabili. Bisogna evitare di segare prima della tarda estate-autunno per permettere alle piante di fiorire e ai semi di germinare, o in inverno-inizio primavera per offrire protezione agli insetti lungo tutto l'inverno.

Tabella 3.12. Misure di controllo per contenere l'invasività di alcune specie arbustive (da Pearson *et al.* in Calaciura e Spinelli 2008, modif.).

Specie	Misure di controllo
Prugnolo	Pascolamento in primavera, quando i getti sono ancora teneri e sono potenzialmente appetibili, specialmente dalle capre e/o un taglio una volta all'anno nel periodo vegetativo
Rovo e rosa canina	Taglio più volte all'anno nel periodo vegetativo e/o aumento del carico di pascolo nei settori più problematici e/o rimozione totale delle piante

3.8.4. Il controllo delle specie invasive

Le specie invasive sono quelle indesiderate. Tra queste, alcune possono moltiplicarsi in modo eccessivo (§ 2.2) sostituendo le comunità che possiedono valore naturalistico. Queste piante sono fortemente competitive, spesso tossiche e, una volta stabilite, esercitano una copertura molto densa nella stagione vegetativa che impedisce ad altre piante (in particolare le orchidee) di svilupparsi. Per questo motivo, la loro rimozione dovrebbe avvenire precocemente, quando con sforzi contenuti si possono ottenere buoni risultati (Tabella 3.12).

Occorre evitare la presenza di vaste aree ruderali, che costituiscono spesso le aree di prima espansione di queste specie. Se si sono già stabilite, possono essere adottate le seguenti misure correttive:

1. tecniche di controllo manuale: zappettatura o taglio (non per le specie legnose) appena sopra il livello del suolo e/o eradicazione manuale (solo su piccole superfici), appena prima che i fiori si aprano, l'eradicazione manuale deve essere eseguita per diversi anni prima che abbia effetto;
2. eradicazione o taglio con mezzi meccanici: l'eradicazione dovrebbe avvenire dopo la massima estensione delle infiorescenze, ma prima della disseminazione. L'eradicazione dovrebbe avvenire anche negli anni successivi per ridurre l'estensione delle specie perenni. Il taglio ripetuto potrebbe prevenire la disseminazione e ridurre il vigore ma non uccide le piante e provoca il ricaccio vigoroso dalla base del fusto. I residui devono essere rimossi;
3. controllo localizzato del pascolo: adottando recinzioni mobili e spostando le aree di pascolamento è possibile, da un lato, controllare l'apporto di deie-

zioni e, dall'altro, sfruttare l'effetto della brucatura per deprimere le piante ruderali;

4. controllo chimico: i trattamenti chimici mirati, sebbene non desiderabili, potrebbero essere accettati nei siti Natura 2000 specialmente dove il pascolo e lo sfalcio continui sono necessari per raggiungere gli obiettivi di conservazione.

Infine, vanno considerati anche gli effetti positivi che le cenosi ruderali possono avere sulla fauna selvatica in certe situazioni. Le specie invasive possono infatti costituire nicchie ecologiche per la fauna invertebrata e creare habitat per la fauna, come gli uccelli nidificanti, o fornire risorse trofiche, come semi per i passeriformi. I programmi di controllo devono quindi essere attentamente pianificati, considerando anche la possibilità di non eliminare completamente le specie invasive.

La rimozione delle specie invasive, come già degli arbusti, non deve avvenire nel periodo di fioritura delle orchidee, cioè da maggio a luglio.

3.8.5 Protezione

Il coinvolgimento dei portatori di interesse è fondamentale per diffondere la consapevolezza della presenza e dell'importanza di questo e di altri habitat. Questo obiettivo va raggiunto attraverso programmi di educazione nelle scuole, visite guidate, seminari, pubblicazioni di brochure e piccole guide escursionistiche.

In alcuni casi, come già effettuato attorno ai vegri del Monte Calbarina e del Mottolone, è necessario recintare le aree prative per prevenire l'accesso di veicoli motorizzati e il parcheggio sui siti, specialmente se collocati in punti panoramici.

Potrebbe essere anche seguita la via della conservazione ex-situ del pool genetico delle specie più sensibili in modo da evitare l'eccessiva riduzione delle popolazioni locali.

3.8.6 Zoocenosi dei vegri

Fatta eccezione per le specie specialiste che hanno particolari esigenze per la nidificazione e l'alimentazione, le specie di uccelli che hanno come habitat i vegri possono essere raggruppate in due categorie: quelle che richiedono praterie a tappeto denso, spesso con zone di suolo nudo; e quelle che preferiscono vegetazione più alta per la nidificazione e/o l'alimentazione, spesso in associazione con vegetazione più bassa. La gestione delle praterie aride dovrebbe mirare ad ottenere un bilanciamento delle esigenze di entrambi i gruppi di uccelli, favorendo la presenza di zone di basse erbe e zone di alte erbe, come spiegato nei capitoli precedenti.

Per alcune specie iscritte nell'all. I della Direttiva Uccelli, devono essere adottati alcuni accorgimenti, come ad esempio per le due specie seguenti.

Sylvia nisoria (bigia padovana) potrebbe soffrire del decespugliamento andante e potrebbe rendersi necessario individuare qual è la priorità tra il mantenimento dei requisiti dell'habitat per questa specie e la gestione orientata alla conservazione della diversità floristica. Va sottolineato che anche una totale copertura di arbusti è deleteria, perciò la gestione va in realtà aggiustata caso per caso.

Lanius collurio (averla piccola), nella maggior parte dei casi, risponde positivamente e rapidamente alla rimozione della copertura degli arbusti, ma la quota di aree non decespugliate dovrebbe mantenersi leggermente più alta di quanto indicato in precedenza, ovvero attorno al 10-15%.

Le specie di uccelli che richiedono vegetazione bassa per nidificare o alimentarsi, traggono beneficio dalla pressione del pascolo e dallo sfalcio periodico che mantiene una copertura bassa, ma potrebbero essere disturbate da queste operazioni. Il taglio deve avvenire al di fuori della stagione riproduttiva (aprile-giugno) o della stagione di nidificazione per gli uccelli di prateria (tra aprile e agosto inclusi), qualora questo rappresenti un fattore importante. Inoltre, l'adozione di schemi di sfalcio centrifughi dovrebbe essere preferita qualora le praterie rappresentino l'habitat per specie particolarmente minacciate. Questo permette agli adulti e ai nidifici di scappare, specialmente se si è impossibilitati a ritardare lo sfalcio. Infine, un pascolamento precoce e breve, che inizi in aprile, seguito da una lunga pausa (almeno otto settimane) permette agli uccelli che si riproducono presto di compiere una seconda nidificazione dopo la cessazione del disturbo.

Le specie che nidificano nelle praterie aride sono particolarmente soggette al disturbo antropico. Durante la nidificazione e la cova la sorveglianza sul rispetto del divieto di transito con mezzi motorizzati deve essere intensificata e devono essere evitate visite guidate con gruppi numerosi nell'interno dei vegri.

3.9 La valutazione dei vegri

Quando si parla di valutazione della rete Natura 2000, si fa riferimento specialmente alla valutazione del grado di conservazione e dell'incidenza ambientale. Come abbiamo visto nel § 1.1, la conservazione si attua attraverso diverse misure, tra cui il controllo delle pressioni e delle minacce che si realizzano sui siti, sulle specie e sugli habitat. Il successo delle misure di conservazione, così come la probabilità che non si verifichino eventi avversi a seguito della realizzazione di un piano o di un progetto sottoposto a valutazione di incidenza, non è mai certo. Esiste un certo grado di incertezza, sotto il quale l'adozione di una misura di conservazione diventa conveniente, così come la realizzazione di un piano o di un progetto non avrà, con tutta probabilità, effetti negativi.

Questo concetto è stato affrontato quando si è introdotto il significato di livello di significatività (§ 3.5.4). Quando si affronta uno studio di incidenza, ancora

prima di compilare con accuratezza i moduli richiesti dall'autorità competente all'istruttoria, il valutatore sta formulando un'ipotesi. In generale, l'ipotesi ha una forma del tipo «questo progetto (o piano) non pregiudicherà l'integrità del sito». Sebbene l'art. 6 c. 3 della Direttiva Habitat reciti che le autorità competenti danno il loro accordo su tale piano o progetto «soltanto dopo aver avuto la certezza che esso non pregiudicherà l'integrità del sito», un certo grado di rischio l'autorità lo accetta sempre quando dà il suo accordo: il compito del valutatore è di quantificare tale rischio. Del resto, lo stesso principio di precauzione enunciato dal Trattato europeo deve essere applicato proporzionalmente al rischio che si intende assumere: un rischio accettabile (European Commission 2000, Kokott 2004). Definire quello che può essere considerato un livello "accettabile" di rischio per la società è una responsabilità politica.

La Corte di Giustizia ha espresso un parere rilevante, con riferimento alle difficoltà «nell'individuare in modo completo tutte le incidenze. In molti settori sussiste una notevole incertezza scientifica sugli effetti cumulativi. Se, esauriti tutti i mezzi e tutte le fonti scientifiche, non si riesce a giungere ad alcuna certezza, si dovrà quindi procedere anche con congetture e calcoli di probabilità, che devono essere resi noti e motivati» (Kokott 2004, punto 97).

Pertanto, non potendo calcolare la dimensione esatta del cambiamento successivo all'attuazione di un progetto o di un piano, i suoi effetti vanno espressi in termini probabilistici, accettandone un certo livello di rischio (Opdam *et al.* 2009). Tra le analisi presentate all'interno dei capitoli precedenti, alcune possono aiutare nella valutazione del rischio: specialmente le poche e semplici relazioni tra i caratteri ambientali dei vegri e la loro biodiversità, che valgono sempre, proprio in termini probabilistici.

Ad esempio, i vegri più estesi sono quelli che ospitano più specie caratteristiche (la probabilità di sbagliare affermandolo è molto bassa) e quindi sono quelli che più di altri dovrebbero essere tutelati (§ 3.6.5). Piani e progetti che dovessero interessarli con effetti fisici diretti andrebbero quindi soggetti a misure di compensazione.

D'altro canto, la presenza abbondante di specie nitrofile è un indicatore di degrado e con questo significato potrà essere adottato dai valutatori perché ne è stata verificata la significatività statistica (§ 3.6.8 e 3.7.6). In altri termini, il valutatore può accettare l'ipotesi che ad una copertura elevata di piante nitrofile in un determinato sito, verificata attraverso i valori di bioindicazione di Pignatti (2005), corrisponda un grado di conservazione relativamente più basso. Pertanto, il rischio di pregiudicare l'integrità del sito, modificandone i caratteri fisici, sarà proporzionalmente più basso. Inoltre, come abbiamo visto nel § 3.6.8, per ottenere un valore di bioindicazione medio ponderato rappresentativo di tutto il vegro sarà sufficiente rilevarne 10 quadrati ciascuno di 1 m².

L'artemisia bianca: una specie tipica dell'habitat 6210 sui Colli Euganei

Così Augusto Béguinot (1909) descrisse *Artemisia alba* nella sua Flora Padovana «comune nel distretto Euganeo in quasi tutti gli affioramenti calcarei, di cui è specie caratteristica. Io la raccolsi nell'altipiano attorno ad Arquà-Petrarca, nel colle Calvarina, nella depressione tra i monti Cero e Castello sopra Este, sulla base calcarea di M. Cinto e nelle colline delle Frassenelle. Non manca in qualche stazione a substrato siliceo, dove è però sporadica e rappresentata da pochi individui o da colonie isolate, come sui monti Piccolo, Cero presso Calaone, Rusta e Lozzo! Fu indicata degli Euganei la prima volta dal Pollini (1822), vidi anche saggi raccolti dal Meneghini...».

Non è un caso che i luoghi citati da Béguinot corrispondano a vegri. Infatti, l'artemisia bianca, per le sue caratteristiche biologiche, rappresenta un indicatore di facile rilevamento delle condizioni ecologiche dell'habitat 6210, e per monitorarne il grado di conservazione.

4.1 I caratteri dell'artemisia bianca

4.1.1 Caratteri biologici ed ecologici

La specie *Artemisia alba*, della quale i nomi scientifici *A. lobelii* e *A. camphorata* sono sinonimi, è un arbusto della famiglia delle Asteraceae (Compositae), comunemente chiamato artemisia bianca, assenzio maschio o erba regina. Sui Colli Euganei è chiamata "farinei". In Italia sono presenti 17 specie appartenenti al genere *Artemisia*, accomunate da un caratteristico odore aromatico di canfora o vermouth. Il nome *Artemisia alba* raggruppa diverse sottospecie, distinte tra loro per la forte variabilità nella pelosità (da bianco-tomentosa a sub-glabra), nell'odore (di canfora, di trementina, oppure aromatico e gradevole), come pure nella forma delle squame, nel portamento (eretto o prostrato) e nelle misure delle lacinie fogliari (Pignatti 1982).

Artemisia alba è un cespuglio suffruticoso perenne, alto 20-40 cm (al massimo 100 cm), legnoso alla base, le cui porzioni erbacee seccano annualmente; rimangono in vita in inverno soltanto le parti legnose, con gemme poste ad un'altezza dal suolo tra i 2 ed i 30 cm. Le foglie sono alterne, vellutate, verdi-sericee nella pagina superiore, bianco-argentee in quella inferiore, con picciolo alla base allargato in due orecchiette. I fiori tubulosi, piccoli, giallo scuro o rossastri, con involucri a brattee pelose e scariose al margine, sono numerosi (25-30), a capolini subsferici del diametro di circa 2-3 mm e lunghi 3-4 mm, formanti una pannocchia lineare con rami eretti. Il frutto è un achenio marrone chiaro, glabro e sprovvisto di pappo, di forma ellissoide-compressa, lungo 1-1,5 mm × 0,5-0,6 mm. L'impollinazione è anemofila, mentre la dispersione dei semi avviene per gravità (Pignatti 1982, Mazzetti 2002).



Figura 4.1. Cespugli di artemisia bianca sul Monte Cecilia nelle prime fasi della primavera (foto di Giulia Corradini).

In Europa *Artemisia alba* è presente in Francia, Andorra, Spagna, Belgio, Austria, Italia, Sicilia, Malta, Ungheria, Slovenia, Croazia, Bosnia Erzegovina, Serbia, Kosovo, Montenegro, Macedonia, Albania, Romania, Bulgaria, Grecia e Slovacchia (Hassler 2018). Cresce principalmente su prati aridi, su pendii sassosi e suoli ricchi in scheletro, prevalentemente su substrati calcarei, dal livello del mare alla fascia montana. È presente in diverse regioni italiane, come le colline e le catene montuose prealpine dal Carso triestino ai laghi lombardi, la Valle Isarco e la Val Venosta, le Alpi Marittime, le Langhe, gli Appennini dall'Emilia all'Abruzzo, il Gargano, la Campania, la Basilicata e la Sicilia (Pignatti 1982). Nel territorio padovano è diffusa, anche se in modo non omogeneo, sui rilievi collinari, nei vegri, nei cespuglieti termofili e nelle chiarie dei boschi termofili. Nell'alto Brenta padovano, è presente, sporadicamente, ma con popolazioni non esigue, nei frammenti di vegri dei terrazzi alluvionali (Masin e Tietto 2006).

Il genere *Artemisia* è caratterizzato dalla presenza di oli eterei e composti se-
quiterpenici, soprattutto lattonici (Maggio *et al.* 2012), e include varie specie d'in-
teresse erboristico che trovano impiego nella medicina tradizionale, in omeopatia
e in liquoreria. La specie *A. vulgaris* e altre sono impiegate come tonico amaro e
nella produzione di vermouth. Le foglie di *A. alba* contengono cineolo, alcol tujji-
lico e tracce del tossico tujone e vengono localmente utilizzate per la preparazione
di liquori digestivi (Mazzetti 2002).

4.1.2 Il valore di artemisia bianca come indicatore

Interessanti sono due osservazioni riguardanti l'artemisia bianca, riportate nel
piano di gestione dei Colli Euganei del 2010 (Sitzia *et al.* 2010). Il vegro del Monte
Orbieso, nel Comune di Galzignano Terme, è coperto quasi interamente da *Bra-
chypodium rupestre*, in particolare nella sua parte sommitale, dove la presenza di
Bromus erectus è secondaria e quella di *A. alba* praticamente nulla. Ciò corrisponde
a situazioni di più prolungato abbandono della gestione. Nel vegro di Casa De Bat-
tisti-Amolaro-S.Biagio, nel Comune di Baone, si è riscontrata la ricolonizzazione
da parte del brometo di un ex seminativo, dopo un recente abbandono colturale.
Sono ora presenti alcune specie vegetali pioniere, tra cui, molto diffuse *Globularia
punctata* e *Poterium sanguisorba* subsp. *sanguisorba*; invece *Artemisia alba* e *Bro-
mus erectus* hanno cominciato una lenta colonizzazione partendo dai confini tra il
seminativo e il brometo maturo (Sitzia *et al.* 2010).

Questo dimostra che la permanenza dell'artemisia bianca non è possibile sotto
la copertura di arbusti; è una pianta che tende a regredire e scomparire con il pro-
gressivo avanzare del processo di rimboschimento spontaneo dei vegri. Ha inoltre
una scarsa capacità di colonizzazione, non comportandosi mai da specie pioniera,
come anche confermato dai semi nudi che si diffondono per semplice gravità, a
breve distanza dalla pianta madre. La sua scomparsa in un vegro dunque può ri-
sultare definitiva.

L'artemisia bianca è una specie ideale per studi di dinamica della popolazione,
in quanto presenta anelli di accrescimento distinguibili attraverso l'osservazione
di sezioni sottili dei fusti; infatti, grazie all'esame degli anelli di accrescimento le-
gnosi, è possibile stimarne l'età al microscopio. Lo studio della struttura demo-
grafica della popolazione di artemisia bianca sui Colli Euganei risulta importante
per comprendere l'attuale distribuzione dell'età degli individui, per identificare i
fattori limitanti o favorevoli per la crescita di tale specie e per indagare le possibili
relazioni con le altre specie di piante presenti nei vegri.

Sono questi i motivi che fanno dell'artemisia bianca un ottimo indicatore per
monitorare il grado di conservazione dell'habitat 6210, cioè una specie tipica di
questo habitat, secondo il significato che ne dà la Direttiva Habitat (§ 1.1.5).

4.2 Cosa è stato rilevato

Lo studio della struttura demografica delle popolazioni di artemisia bianca finora non era mai stato realizzato; lo scopo della nostra ricerca è stato quindi, da un lato, di esplorare i caratteri, il comportamento e la dinamica nel tempo della specie; dall'altro di esplorare quanto questi potessero essere di facile rilevamento in funzione del monitoraggio. Inoltre, è stata verificata la presenza di condizioni limitanti il suo sviluppo e la sua tolleranza a eventuali cambiamenti futuri.

Nel presente studio sono stati analizzati 115 individui di *Artemisia alba* distribuiti in 19 vegri dei Colli Euganei con l'obiettivo di:

- analizzare i caratteri biometrici della specie;
- analizzare la struttura cronologica della popolazione;
- identificare le relazioni con la biodiversità dei vegri dei Colli Euganei.

Per questa prima fase di raccolta di dati, si è scelto di procedere con il criterio di campionamento utilizzato da Ferguson (1959) per lo studio della struttura demografica delle popolazioni di *Artemisia tridentata*, specie affine all'artemisia bianca; questo criterio prevedeva, in ogni sito di campionamento, la selezione degli individui adulti in buona salute, con diametro ed età relativamente maggiori.

In ogni vegro è stato selezionato il 5-10% degli individui di artemisia presenti, fissando un limite minimo di 5 ed un limite massimo di 20 individui per vegro, per complessivi 144 individui.

Per ognuna delle piante sono stati rilevate le seguenti variabili biometriche:

- altezza della chioma;
- estensione massima della chioma: lunghezza della chioma ottenuta estendendo l'asse principale fino alla sua massima lunghezza;
- diametri della chioma: si è misurato il diametro maggiore della chioma e quello ad esso ortogonale;
- lunghezza della porzione fiorita dei 5 rami con il maggior numero di fiori;
- numero di fiori dei suddetti 5 rami fioriti;
- volume della chioma, ottenuto approssimando la forma della chioma ad un cilindro con base equivalente alla proiezione dell'area della chioma (stimata dai diametri maggiore e minore) e altezza corrispondente all'altezza della chioma da terra (m³);
- diametri del fusto (maggiore e minore nelle sezioni trasversali intere) (mm).

I dati riguardanti il numero dei fiori e la lunghezza dei rami fioriti non sono stati rilevati per tutte le piante in quanto alcune di esse al momento del campionamento erano prive di fiori.

Di ogni individuo è stata prelevata una porzione del colletto, che è stata conservata in soluzione di acqua e alcool al 50%, per le analisi di laboratorio. Sono stati allestiti 144 vetrini non permanenti mettendo le sezioni sottili in glicerolo, mentre alcune sezioni sono state colorate con soluzione di safranina-astra blu per realizzare vetrini permanenti. Per ogni sezione è stato determinato al microscopio

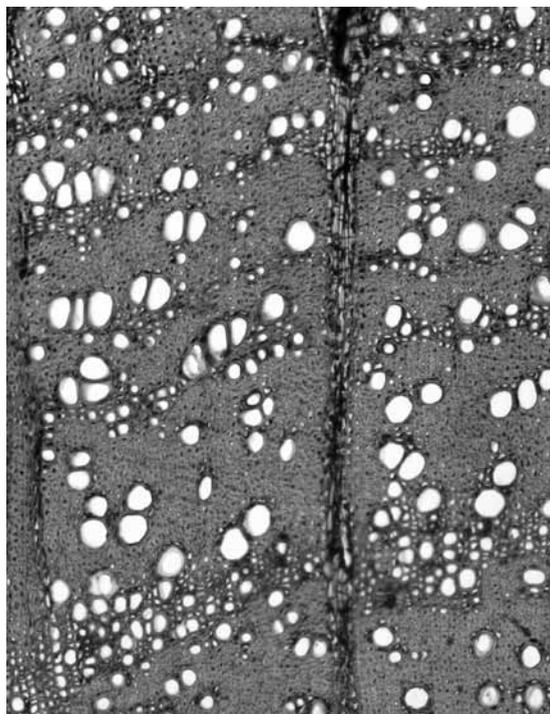


Figura 4.2. Sezione trasversale di un fusto di artemisia bianca in cui sono distinguibili gli anelli di accrescimento (foto di Alan Crivellaro).

I dati di altezza ed estensione massima di chioma, età, accrescimenti e diametri sono stati divisi in classi, in modo tale da poter analizzare tali informazioni dal punto di vista della loro frequenza relativa trovata sui Colli Euganei. Inoltre, è stato contato il numero di individui per anno di germinazione.

4.3 Risultati del rilevamento

4.3.1 Struttura delle età

I dati riguardanti l'età delle piante analizzate nei 19 vegri sono stati raggruppati in 7 classi di età, di ampiezza pari a 3 anni, a partire dalle piante di 4 anni di età (Figura 4.3, p. 112). Il metodo di campionamento utilizzato prevedeva il prelievo degli individui di maggior sviluppo; pertanto non abbiamo dati relativi agli individui più giovani. Non esiste perciò una classe di età 1-3 anni.

La classe di età più frequente è quella tra i 7 e i 9 anni. Osservando la distribuzione dei dati si nota una coda che si estende verso valori di età più alti, meno frequenti. L'età massima rilevata è stata di 22 anni, l'età media di 9 anni (Figura 4.3, p. 112).

il numero di anelli legnosi e sono state osservate le caratteristiche anatomiche del legno (Figura 4.2). Delle 144 sezioni analizzate, in 29 non si è riusciti a determinare l'età totale, a causa del marciume dell'interno del fusto causato da funghi della carie del legno, con la conseguente impossibilità di contare gli anelli più interni. Per tale motivo, le sezioni infine utilizzate sono state solo 115. Una volta noto il raggio del fusto, è stato calcolato l'accrescimento medio annuo (mm/anno).

È stata svolta anche una seconda serie di analisi in laboratorio, con lo scopo di determinare i seguenti parametri del legno del fusto delle piante campionate:

- densità basale (g/cm^3);
- carbonio stoccato nel fusto (g/cm^3) e contenuto di carbonio in ogni pianta (g).

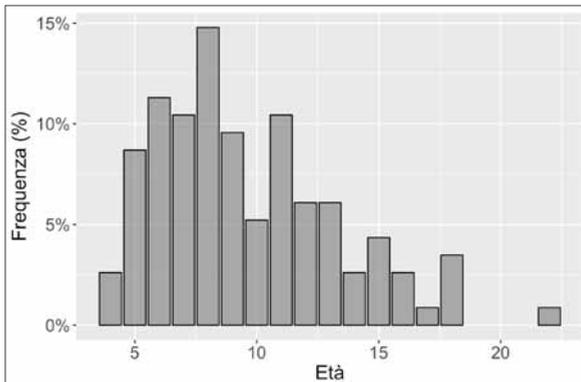


Figura 4.3. Frequenza delle classi di età delle piante di *Artemisia alba*.

L'intervallo di variazione massimo nell'età degli individui in un vegro è di 13 anni.

Si è analizzato poi l'anno di germinazione delle piante, dal 1994, anno di germinazione della pianta più vecchia campionata, al 2012, anno di germinazione delle piante più giovani.

Rispetto all'andamento tendenziale della distribuzione, si sono registrati degli scostamenti positivi nel 1998, 2005 e 2008, e negativi nel 1999, 2002 e 2006,

a causa di eventi vari non definiti, accaduti negli anni antecedenti. L'aumento delle germinazioni potrebbe essere dovuto al ricaccio di polloni dovuto al verificarsi di un evento o di un disturbo, come lo sfalcio, che provoca il taglio della parte epigea, avvenuto l'anno precedente o prima dell'inizio della stagione vegetativa.

Il fatto che manchino germinazioni tra il 1995 e il 1997 potrebbe essere anche dovuto all'impossibilità di stimare, con accuratezza, l'età delle piante più longeve, a causa della degradazione del legno o dello schema di campionamento effettuato. Infine, il ridotto numero di piante nate nel 2012 è probabilmente dovuto al metodo di rilievo utilizzato in campo, che prevedeva il prelievo di piante ben sviluppate.

4.3.2 Caratteri morfo-funzionali delle popolazioni

Si ricorda che il criterio di campionamento ha portato a scegliere gli individui apparentemente più vecchi con dimensione maggiore del fusto maggiore. Nelle piante campionate, l'altezza della pianta e il volume di chioma sono massimizzati; per questo motivo i valori minimi trovati non sono quelli reali della specie nei Colli Euganei, ma quelli delle piante che sono state campionate.

I dati riguardanti l'altezza massima e l'estensione massima della chioma sono stati divisi in 7 classi. L'altezza di chioma (Figura 4.4A, p. 113) presenta una distribuzione delle classi praticamente simmetrica (o normale), con una piccola coda a destra, verso valori di altezza di chioma più alti. Le piante presentano più frequentemente un'altezza di chioma compresa tra i 54 e 67 cm; la massima è di 118 cm, la media è di circa 62 cm e la minima di 25 cm.

L'estensione massima della chioma (Figura 4.4B, p. 113) presenta una distribuzione delle classi quasi simmetrica, con un piccolo calo di frequenza verso valori maggiori di estensione di chioma, ovvero nell'ultima classe, e valori più alti nelle classi centrali. Le piante presentano più frequentemente un'estensione massima

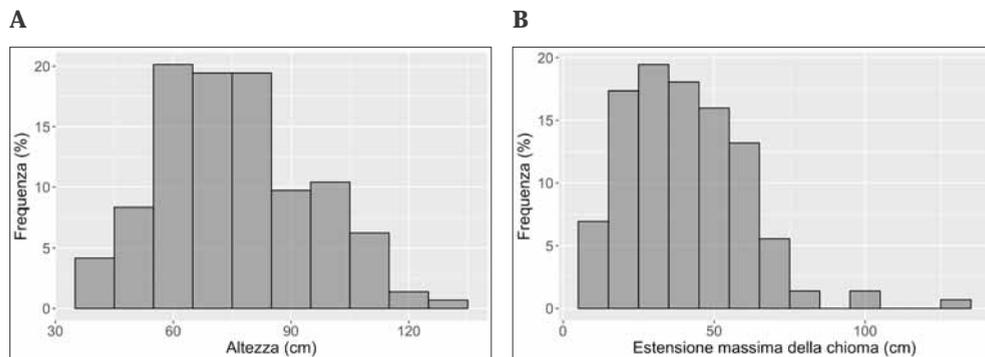


Figura 4.4. Grafico della frequenza delle classi di altezza (A) ed estensione massima (B) di chioma.

di chioma tra 60 e 73 cm; la massima estensione massima di chioma è di 128 cm, la minima è di 31 cm e la media è di circa 75 cm. Il diametro medio è di 7,2 mm (minimo: 3,9 mm, massimo: 13,8 mm).

Attraverso gli accrescimenti medi annui delle piante dell'artemisia, è stato possibile analizzare diversi aspetti, tra i quali la frequenza relativa delle classi di accrescimento. Gli accrescimenti medi annui sono stati divisi in 6 classi con 0,20 mm di ampiezza, la cui distribuzione è asimmetrica positiva, con una coda a destra per le classi ad accrescimento maggiore; dalla seconda classe in poi si ha un calo di tipo esponenziale. L'accrescimento medio annuo è 0,52 mm/anno, quello massimo è di 1,22 mm/anno e quello minimo è di 0,20 mm/anno.

La quantità di carbonio media stoccata, ottenuta dal calcolo della densità basale del legno, è pari a 0,61 g/cm³. La metà di quest'ultima corrisponde al contenuto di carbonio, pari a 0,30 g/cm³. Un dato interessante da ricavare potrebbe essere la quantità di carbonio totale stoccata in ogni vegro ogni anno, in modo da poter stimare così la quantità di carbonio stoccata presente nei vegri dei Colli Euganei. In questa analisi dovrebbero essere considerati anche gli apparati radicali, che potrebbero contenere un volume di legno simile a quello della parte epigea.

Considerato che nei vegri l'artemisia non si sviluppa a singoli individui, come invece fanno altre specie arbustive, ma cresce in gruppi densi, ci aspettiamo che questa specie arbustiva influisca significativamente sulla quantità totale di carbonio stoccato.

4.3.3 Relazione tra i caratteri dell'artemisia e i caratteri del vegro

Sono state ricercate le relazioni esistenti tra i caratteri fisici e la biodiversità dei vegri, rappresentati da sette variabili indipendenti: perimetro, area, indice di for-

ma, esposizione, pendenza, numero medio e totale di specie vascolari e due variabili biometriche dell'artemisia bianca, considerate variabili dipendenti: età media e accrescimento medio annuo. Si fa presente che è stato adottato il valore medio di età e accrescimento annuo del vegro, calcolato a partire dai valori di tutti gli individui trovati all'interno di esso.

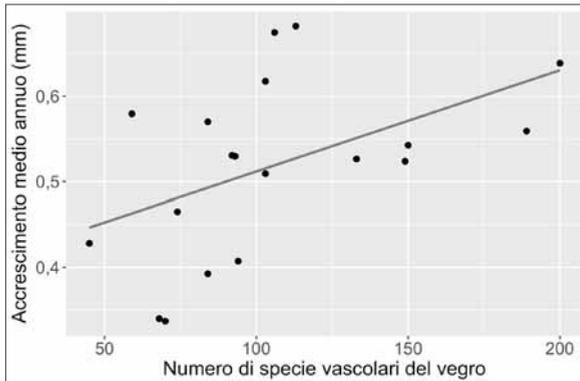


Figura 4.5. Relazione tra accrescimento medio annuo e il numero totale di specie di piante dei vegri.

vidui trovati all'interno di esso.

Delle varie relazioni, l'accrescimento medio annuo (mm/anno) è correlato positivamente al numero totale di specie di piante (Figura 4.5), con un coefficiente di determinazione $R^2 = 0,23$. Questa relazione è interessante: è possibile che l'artemisia instauri relazioni strette con altre specie nella rizosfera, su cui sarebbe auspicabile indagare in futuro.

Analizzando la variabilità dell'accrescimento medio dell'artemisia in funzione dell'esposizione e della pendenza media del vegro risulta che la maggiore variabilità di accrescimento medio annuo si ha nell'esposizione a est e sud-est e la minore si ha a nord-ovest, mentre il maggiore accrescimento medio annuo si ha nelle esposizioni a sud-est e il minore a nord-ovest.

Analizzando la variabilità di accrescimento medio annuo di artemisia in funzione della pendenza media del vegro risulta che la maggiore variabilità di accrescimento medio annuo si ha con pendenza del 15-30% e la minore si ha con pendenza del 45%, mentre il maggiore e il minore accrescimento medio annuo si hanno con pendenza del 15-30%.

4.4 L'artemisia bianca come specie tipica dell'habitat 6210

Data la presenza del genere *Artemisia* in ambienti mediterranei e aridi, questo lavoro può costituire la base per future ricerche su temi riguardanti il cambiamento climatico, la gestione degli sfalci e le relazioni con le specie esotiche invasive, come robinia (*Robinia pseudoacacia*) e ailanto (*Ailanthus altissima*).

I vegri dei Colli Euganei oggi sono in pericolo a causa sia del cambiamento climatico, sia dell'abbandono della originaria gestione a sfalcio e pascolo. Per definire una strategia per la loro gestione e conservazione è necessario comprendere e analizzare la struttura demografica delle specie vegetali e saranno utili ulteriori studi delle loro caratteristiche e delle specie presenti.

L'età massima rilevata nelle piante di artemisia campionate è stata di 22 anni: questo dato è importante, in quanto significa che tale specie può arrivare a registrare gli eventi nel tempo per circa un ventennio.

Moltiplicando il peso unitario per il volume del legno presente nella parte epigea è stata ottenuta la quantità unitaria di carbonio stoccata nel fusto: 300 kg/m³. Considerando che la crescita delle artemisie avviene in densi gruppi, la loro presenza può determinare un incremento significativo di carbonio stoccato rispetto ad una copertura vegetale costituita da sole specie erbacee. Tra le diverse funzioni ecosistemiche che svolgono i vegri si può quindi riconoscere anche una funzione regolativa con il loro significativo contributo all'assorbimento di CO₂ dell'atmosfera, aspetto fondamentale delle funzioni svolte dagli ecosistemi. Si conferma dunque che l'artemisia bianca, specie relativamente comune e facilmente identificabile nei vegri dei Colli Euganei, può rappresentare un utile indicatore di facile reperimento per valutare con la sua presenza il grado di conservazione dell'habitat 6210 e delle altre specie animali e vegetali che intrattengono relazioni con essa.

Approfondire la conoscenza sui castagneti e sui robinieti euganei

Come abbiamo visto, il castagno (*Castanea sativa*) è una delle specie arboree più frequenti nel territorio euganeo ed è l'albero caratteristico di un habitat di interesse comunitario: il 9260 "Foreste di *Castanea sativa*", che copre circa 1.660 ettari dei Colli Euganei. Diversi studi palinologici hanno dimostrato l'indigenato europeo del castagno, ma la sua espansione nel Mediterraneo è stata favorita dall'uomo (Conedera *et al.* 2016). Il castagno è coltivato con regolarità sui Colli Euganei fin dal Neolitico (6300 anni fa), facendone una delle regioni di coltivazione più antiche d'Europa, anche se la sua presenza è quasi certamente precedente alla scoperta dell'agricoltura (Kaltenrieder *et al.* 2010).

Un interessante ambito d'indagine, considerando la rilevanza ambientale che il castagneto ricopre, in quanto habitat di interesse comunitario, è l'analisi comparativa di alcune componenti degli ecosistemi boschivi dominati dal castagno e dalla robinia (*Robinia pseudoacacia*). A tal proposito è stato eseguito un campionamento casuale di coppie di aree di saggio: ad ogni area di saggio ricadente in boschi segnalati come habitat 9260 è stata associata un'area di saggio coperta da robinieto. Ne sono emerse alcune interessanti scoperte, descritte in questo capitolo.

5.1 Importanza e distribuzione dei castagneti e dei robinieti euganei

In Italia, le formazioni dominate dal castagno sono frequentemente governate a ceduo (Manetti *et al.* 2017), mentre le fustaie ne rappresentano una percentuale molto limitata.

L'ecologia del castagno ricorda molto quella della roverella (*Quercus pubescens*) quanto a esigenze termiche. È mesofila e preferisce una temperatura media annua compresa tra 8 e 15°C e una piovosità media annua superiore a 600 mm (Berneti 1995). Non tollera molto la siccità estiva che non deve durare per oltre 1-2 mesi; nel periodo della foliazione il castagno richiede una continua disponibilità idrica. Anche le gelate primaverili e autunnali non sono ben tollerate. Il castagno



Figura 5.1. Un castagno lungo il sentiero dei maronari del Monte Venda (foto di Giulia Corradini).

di Del Favero (2000); tutti sono caratterizzati dalla dominanza di castagno nello strato arboreo. I castagneti si differenziano al variare dell'esposizione e del tipo di substrato, ma anche del tipo di governo. Ne conseguono differenti corteggi floristici; quindi, per descrivere questo tipo, è necessario un inquadramento sintassonomico piuttosto articolato. A differenti forme di governo corrispondono castagneti dalle fisionomie differenti. Nei boschi cedui lo strato arboreo è costituito unicamente dal castagno e il sottobosco erbaceo è monotono. I castagneti dalle strutture più articolate sono invece misti e ospitano una più elevata biodiversità specifica.

In generale, il castagno può essere accompagnato dalla rovere (*Quercus petraea*), dal carpino bianco (*Carpinus betulus*), dal ciavardello (*Sorbus torminalis*), dall'orniello (*Fraxinus ornus*) e dal tiglio (*Tilia cordata*); il sottobosco si può arricchire di geofite ed emicriptofite di un certo interesse tra cui, solo per citarne alcune: *Epimedium alpinum*, *Allium ursinum*, *Erythronium dens-canis* e *Cardamine pentaphyllos*. I castagneti misti rivestono un certo interesse naturalistico e, tra questi, si ricordano i castagneti degli impluvi dove notevole è la presenza di carpino bianco, quelli con il faggio (*Fagus sylvatica*) delle zone più fresche e i castagneti con elementi termofili della macchia mediterranea presenti nelle esposizioni più sfavorevoli.

ha esigenze medie quanto a luce, sopporta abbastanza l'ombra allo stadio di semenzale mentre richiede condizioni di isolamento per uno sviluppo sostenuto ed un'abbondante fruttificazione. Questa specie è presente nel Veneto a partire da 400 m fino a circa 1000-1200 m s.l.m. (Masutti e Battisti 2007).

L'habitat 9260 in Veneto è diffuso nei settori prealpini collinari, fino al bordo più esterno delle Dolomiti. Nell'area euganea si trova prevalentemente sui versanti esposti a nord o est. Su questi versanti e nelle stazioni con suolo profondo con condizioni più fresche e di maggior disponibilità idrica, il castagneto è popolato dalle specie caratteristiche dei boschi mesofili. Non mancano boschi su versanti con esposizioni meridionali ove al castagno si associano specie nettamente termofile (Figura 5.1).

La maggior parte dei castagneti euganei possono essere ricondotti al tipo forestale dei "Castagneti dei substrati magmatici", secondo la classificazione

Il valore naturalistico dei castagneti e delle loro varianti è riconosciuto anche per quanto riguarda la fauna (Masutti e Battisti 2007). La regolare gestione a ceduo favorisce le specie ecotonali, mentre i popolamenti invecchiati o abbandonati, che ospitano esemplari di grandi dimensioni e abbondante necromassa, rappresentano un habitat idoneo agli insetti xilofagi e ai picidi. Oltre ai picidi, i castagneti invecchiati possono rappresentare un habitat idoneo ad altri uccelli, come il codirosso (*Phoenicurus phoenicurus*), il pettirosso (*Erithacus rubecola*) e il lui piccolo (*Phylloscopus collybita*), che trovano nelle piante deperenti una ricca fonte di insetti xilofagi. Nel periodo autunnale, invece, il castagno costituisce un'importante fonte di alimentazione per i mammiferi come i roditori e i cinghiali e per gli uccelli quali la ghiandaia (*Garrulus glandarius*) (Masutti e Battisti 2007). Infine, le cenosi di castagno hanno un'elevata produttività pollinifera e nettarifera che rendono il castagno una pianta dall'ottima potenzialità mellifera.

Un'altra specie arborea molto comune nel territorio euganeo e che spesso entra in contatto e in competizione con le formazioni a castagno è la robinia, una leguminosa di origine nordamericana, la pianta esotica più diffusa sul territorio nazionale. In Italia la superficie ricoperta dai robinieti e dagli ailanteti si aggira attorno a 230.000 ha (Tabacchi *et al.* 2007). Secondo le segnalazioni del botanico Augusto Béguinot, per un lungo periodo questa specie ha mantenuto una presenza sporadica nei Colli Euganei, confinata lungo le pendici più aride, lungo le siepi e le scarpate ferroviarie (Béguinot 1909). Oggi invece la robinia è sicuramente la specie esotica che più condiziona il paesaggio vegetale dei Colli Euganei. Tra le piante esotiche invasive rappresenta la specie più presente ed abbondante; il tipo di bosco più frequente all'interno del comprensorio collinare euganeo è proprio il robinieto (Figura 5.2), con 2.080 ha di estensione (Sitzia *et al.* 2010).

Nel territorio euganeo i robinieti ricorrono di frequente nella porzione basale dei rilievi collinari e nelle zone comprese tra le aree agricole e la vegetazione spontanea. La robinia poi forma tipicamente sottili fasce vegetate che risalgono gli



Figura 5.2. I robinieti coprono 2.080 ha e sono ampiamente diffusi nel mosaico caratteristico del paesaggio euganeo (panorama del crinale SE del Monte Orsara dalla strada Cingolina) (foto di Giulia Corradini).

impluvi, i cosiddetti “calti”. Si notano inoltre ripetutamente boscaglie di robinia completamente incluse all’interno di formazioni a castagno e a quercia, che corrispondono a parcelle un tempo coltivate. La partecipazione di robinia nei castagneti si riscontra specialmente nelle zone più disturbate, quelle appunto coperte da castagneti degradati, fatto già documentato alla metà del secolo scorso (Susmel e Famiglietti 1968).

Le ripuliture troppo frequenti della vegetazione favoriscono la robinia a scapito delle specie arboree locali. La spiccata aggressività della robinia e la sua accentuata competizione con altre specie sono dovute specialmente alla notevole capacità di riprodursi per via vegetativa che si manifesta specialmente nei primi stadi di colonizzazione. Viene pertanto favorita dalla ceduzione. La robinia ha un’ampia valenza ecologica anche se sembra non gradire condizioni di suolo arido; è nota la sua capacità di modificare, rispetto alla vegetazione potenziale, la composizione e la struttura del piano arboreo e del sottobosco erbaceo, nonché i cicli biogeochimici del suolo (Sitzia *et al.* 2018).

5.2 Confrontare boschi

5.2.1 Un metodo per osservare differenze tra robinieti e castagneti

Una prima identificazione delle aree campionarie è stata eseguita attraverso l’utilizzo del software QGIS (QGIS Development Team 2018). Questo software è stato utilizzato allo scopo di identificare le possibili coppie di aree di saggio (Box 5.1, p. 121). Inizialmente sono stati estratti dalla cartografia degli habitat del Parco i poligoni rappresentanti l’habitat 9260. Per identificare e definire ulteriormente i caratteri dei castagneti sono state utilizzate le informazioni del piano di riordino forestale (Andrich e Abramo 2001). Utilizzando le medesime fonti informative, sono poi stati individuati i robinieti che fossero limitrofi alle aree dominate da castagno. Le aree sono state caratterizzate anche in base alle indicazioni sul tipo di governo presenti nel piano di riordino citato; sono state distinte le aree governate a ceduo da quelle governate ad alto fusto o a fustaia transitoria, per semplicità considerate parte della sola categoria di governo a fustaia.

Allo scopo dello studio e a seguito di verifiche in campo delle condizioni necessarie al rilievo, sono state selezionate 16 coppie per un totale di 32 aree di saggio (16 castagneti e 16 robinieti) (Figura 5.3, p. 121).

5.2.2 Cosa e come osservare

L’area di saggio, di forma quadrata (10 m × 10 m), andava a coprire la superficie di 100 m²; tale dimensione dell’area campionaria garantisce una buona

Box 5.1. Coppie di aree di saggio.

L'utilizzo di questo approccio deriva dalla necessità di confrontare habitat diversi tra loro mantenendo invariate allo stesso momento una serie di condizioni ambientali al contorno. Tale approccio permette di limitare la variabilità delle condizioni ambientali identificando coppie di aree di saggio limitrofe tra di loro. Questo metodo è comunemente adottato nello studio dei cambiamenti nella comunità di vari gruppi tassonomici o di altri indicatori di biodiversità a seguito di un fattore perturbativo. Infatti, in assenza di rilievi distribuiti nel tempo, che permettano un confronto diretto delle condizioni precedenti e successive l'evento, il campionamento a coppie consente di confrontare condizioni che possono essere ricondotte al possibile fattore perturbativo. Nel caso dello studio degli impatti di specie esotiche, ma anche nello studio di effetti di interventi più in generale, un confronto a coppie tra bosco dominato dalla specie esotica e bosco dominato da una specie autoctona permette di identificare se vi sono dei cambiamenti a seguito dell'invasione della specie esotica nel bosco della specie autoctona. Nel lavoro qui presentato, le possibili aree campione sono state identificate considerando la necessità di mantenere una distanza massima intorno ai 500-700 m tra le aree della medesima coppia così da mantenere uguali una serie di condizioni ambientali (per esempio i fattori climatici). Per poter considerare la variabilità di condizioni in cui si trovano i due tipi di bosco sui Colli Euganei e per evitare di ottenere false repliche delle coppie di campionamento a causa di distanze troppo ravvicinate, è stata fissata una distanza minima di 1 km tra le coppie (figura seguente).

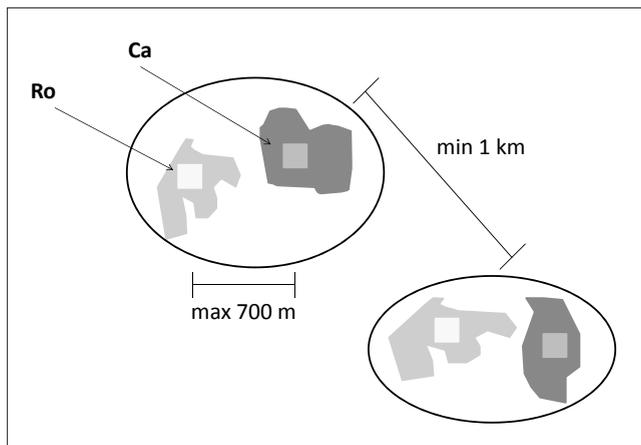


Figura 5.3. Rappresentazione schematica delle condizioni necessarie alla selezione delle coppie di aree campione. L'esempio riporta lo schema per il confronto di castagneti ricadenti nell'habitat 9260 (indicati con il codice Ca) e robinieti (indicati con il codice Ro). I quadrati indicano le rispettive aree di saggio all'interno dei due tipi.

rappresentatività della ricchezza di specie vascolari ed è in linea con le tecniche di monitoraggio suggerite dall'ISPRA per l'habitat 9260 (Angelini *et al.* 2016). Le aree di saggio sono state localizzate ad almeno 5 m dal margine boschivo così da evitare evidenti condizioni di margine. I rilievi sono stati eseguiti tra aprile e luglio negli anni 2015 e 2016.

All'interno di ogni area di saggio sono state identificate le specie dello strato erbaceo (altezza < 1 m), arbustivo (1 m ≤ altezza < 5 m) e arboreo (altezza ≥ 5 m). Di ciascuna specie dei tre strati considerati è stato stimato il valore del grado di copertura tramite la scala di Braun-Blanquet (1928) (Tabella 5.1).

Tabella 5.1. Valutazione della copertura vegetale secondo le classi di Braun-Blanquet (1928) e valori di trasformazione secondo Tüxen e Ellenberg (1937) per la successiva analisi dei dati.

Classe	Copertura %	Valore di trasformazione
+	Individui molto poco abbondanti, copertura < 1%	0,1
1	Individui abbastanza abbondanti, copertura 1<%<5	2,5
2	Individui molto abbondanti, copertura 5<%<25	15
3	Qualunque numero di individui, copertura 25<%<50	37,5
4	Qualunque numero di individui, copertura 50<%<75	62,5
5	Qualunque numero di individui, copertura >75%	87,5

Per tutti gli individui arborei con diametro ≥ 5 cm sono stati misurati il diametro e l'altezza (tramite l'utilizzo dell'ipsometro elettronico VERTEX IV-360 e il relativo transponder T3) ed è stata determinata la specie. Nell'area di saggio sono state inoltre carotate, ove possibile, le tre piante arboree con il diametro maggiore (per mezzo del succhiello di Pressler), così da ricavare l'età di questi individui, e sono state rilevate la pendenza e l'esposizione.

L'età misurata è stata utilizzata per verificare, e nel caso riclassificare, la forma di governo delle varie aree di saggio come indicato nei piani di riordino forestale. Infatti, per distinguere un ceduo a regime da un ceduo abbandonato (cioè ceduo di età superiore al turno usualmente applicato) si è provveduto ad un confronto con il turno consigliato per i castagneti e i robinieti in Del Favero (2000) e il turno minimo riportato nei regolamenti forestali regionali. I valori soglia per discriminare tra ceduo e ceduo abbandonato sono di 25 anni per i castagneti e di 20 anni per i robinieti. L'analisi ha permesso di distinguere: 8 cedui e 8 cedui abbandonati per i rilievi nei castagneti e 12 cedui e 4 cedui abbandonati nei robinieti.

Si è poi ritenuto opportuno, vista la sua potenziale importanza in termini di habitat per diverse specie, rilevare le diverse tipologie di necromassa legnosa pre-

senti nell'area di saggio. Dei tronconi (alberi morti in piedi) sono stati misurati il diametro a petto d'uomo e l'altezza. Dei tronchi (alberi morti a terra), invece, sono stati misurati i diametri alle due estremità e la lunghezza totale. Delle ceppaie si è provveduto alla misura del diametro della sezione trasversale superiore e dell'altezza totale.

L'analisi della vegetazione ha riguardato il confronto della composizione e del numero di specie vascolari tra i due tipi di bosco. La composizione è stata investigata utilizzando un metodo fattoriale di tipo esplorativo, lo *scaling multidimensionale non parametrico (NMDS)* (Box 3.2, p. 81). Le analisi si sono focalizzate sul confronto delle comunità tra i due tipi di boschi tenendo in considerazione la differente forma di governo. Per effettuare le analisi, i dati di copertura sono stati trasformati secondo il metodo di Tüxen e Ellenberg (1937) (Tabella 5.1, p. 122).

Tale analisi è stata eseguita considerando i castagneti e i robinieti sia come gruppi a sé stanti, sia considerandone la forma di governo. Il confronto dei valori di ricchezza in specie è stato condotto distinguendo i vari strati della vegetazione rilevati attraverso la rappresentazione di *box plot* (Box 3.1, p. 78). A seguito di questa analisi si è proceduto ad identificare le specie con il più alto livello di associazione ai robinieti e ai castagneti e alle diverse forme di governo (Box 3.2, p. 81).

Un ulteriore confronto del numero di specie è stato svolto considerando separatamente le specie caratteristiche e quelle tipiche dell'habitat 9260. Come abbiamo visto nel § 1.1.5, le specie caratteristiche sono quelle riportate dal manuale europeo (European Commission 2013) e da quello italiano (Biondi *et al.* 2010) di interpretazione degli habitat. Il manuale europeo indica, tra le specie caratteristiche dell'habitat 9260, solo il castagno, mentre il manuale nazionale, nella combinazione fisionomica di riferimento, ne elenca 98. Le specie tipiche sono invece identificate con riferimento agli obblighi di rendicontazione dello stato degli habitat e delle specie protette, ai sensi dell'art. 17 della Direttiva Habitat (Genovesi *et al.* 2014). Attualmente, sono 15 le specie tipiche dell'habitat 9260 nell'area biogeografica continentale italiana (in cui rientra il territorio dei Colli Euganei): *Melampyrum pratense*, *Vaccinium myrtillus*, *Anemone nemorosa*, *Anemone trifolia* subsp. *trifolia*, *Calluna vulgaris*, *Castanea sativa*, *Avenella flexuosa* subsp. *flexuosa*, *Genista germanica*, *Genista pilosa*, *Melampyrum italicum*, *Physospermum cornubiense*, *Pulmonaria vallarsae* subsp. *vallarsae*, *Quercus cerris*, *Quercus petraea* subsp. *petraea* e *Teucrium scorodonia*, in aggiunta a tre *taxa* di rango superiore alla specie (*Dactylorhiza*, *Orchis* e *Luzula*).

I dati grezzi rilevati in campo relativi alla necromassa sono stati utilizzati per calcolarne il volume in metri cubi per ettaro. Il volume dei tronconi è stato calcolato applicando le equazioni empiriche a modello parabolico caratteristiche per il castagno e per la robinia (Tabacchi *et al.* 2011) in quanto queste specie sono quelle che più contribuiscono alla necromassa nelle rispettive aree di saggio. Il volume dei tronchi e delle ceppaie è invece stato calcolato utilizzando la formula del volume del tronco di cono.

5.3 I confronti

5.3.1 Confrontare la flora vascolare

Sono state rilevate 133 specie vascolari. La maggior parte di esse sono state rilevate nello strato erbaceo: 130 specie, di cui 96 nei castagneti e 83 nei robinieti.

L'analisi dei dati ha permesso di rappresentare le diverse aree di saggio in base alla composizione, determinandone la vicinanza della composizione a quella caratteristica dell'habitat 9260. Il confronto a coppie, se eseguito tra habitat medesimi, ma che sono stati oggetto di trattamenti diversi, permette di comprendere l'effetto di questi sul numero delle specie caratteristiche e tipiche dell'habitat e di valutare i possibili cambiamenti della struttura e delle funzioni dell'habitat, nonché della sua rappresentatività (§ 1.1).

Un primo risultato è l'evidente separazione tra le comunità rilevate nei castagneti da quelle rilevate nei robinieti (Figura 5.4A, p. 125). Questo risultato conferma che la composizione dei castagneti è diversa da quella dei robinieti, ma indica anche che essa presenta una certa variabilità all'interno dei due boschi.

Limitatamente ai castagneti, si può osservare che la composizione dei cedui a regime è diversa da quella dei cedui abbandonati (Figura 5.4B, p. 125). Questo indica che la diversità di trattamento generata dal mantenimento della ceduazione nei castagneti determina una corrispondente maggiore eterogeneità della flora. L'abbandono dei cedui non sembra avere lo stesso effetto nei robinieti. La figura, inoltre, suggerisce che governare a ceduo i castagneti lasciandone, nel contempo, invecchiare alcuni e governandone altri ad alto fusto, aumenta la diversità di composizione che si può trovare all'interno dell'habitat 9260.

Il confronto grafico del numero di specie permette di apprezzare che non vi sono differenze sostanziali tra i castagneti e i robinieti (Figura 5.5A, p. 125). L'assenza di una sostanziale differenza nella diversità delle specie vascolari dello strato erbaceo tra boschi il cui piano arboreo è dominato da specie autoctone da quelli in cui esso è dominato da robinia è già stata riscontrata in boschi secondari veneti (Sitzia *et al.* 2012). Se si considera la separazione tra cedui e cedui abbandonati (Figura 5.5B, p. 125) non emergono graficamente differenze sostanziali. Sembra, comunque, che la cessazione della gestione produca un leggero aumento del numero di specie in entrambi i tipi di bosco.

Come ci aspettavamo, i castagneti, siano essi tuttora ceduati o non lo siano più, ospitano un numero di specie caratteristiche e di specie tipiche più alto dei robinieti (Figura 5.6, p. 126), sebbene anche i secondi non ne siano del tutto privi, in special modo di quelle legnose, come *Sambucus nigra*. Il numero di specie caratteristiche è più alto nei castagneti governati a ceduo rispetto a quelli abbandonati, ma ciò non vale per le specie tipiche.

La differenza tra i gruppi riportata graficamente nelle figure seguenti è stata approfondita ricercando le specie indicatrici dei due tipi di bosco e della loro ge-

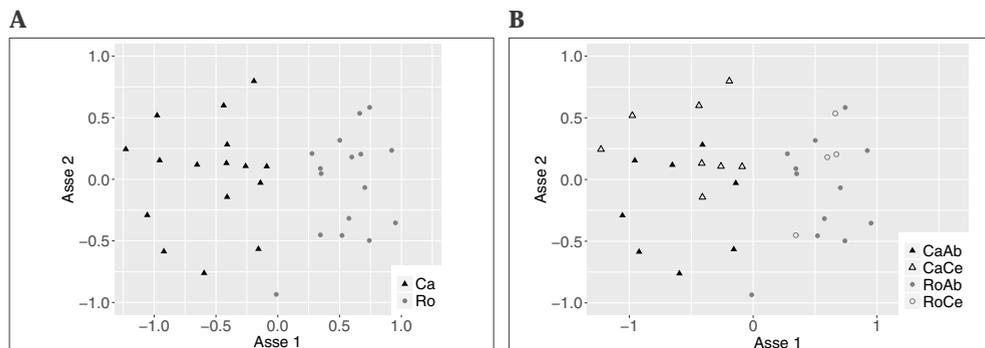


Figura 5.4. Confronto della composizione delle specie vascolari. **(A)** Ordinamento delle comunità divise per le aree di saggio dei castagneti dell'habitat 9260 (Ca), indicati con triangoli neri, e le aree di saggio dei robinieti (Ro), indicati con i pallini rossi. **(B)** Ordinamento delle comunità dei castagneti abbandonati (CaAb - triangoli neri) e cedui (CaCe - triangoli vuoti) e dei robinieti abbandonati (RoAb - pallini rossi) e cedui (RoCe - pallini vuoti) ($n = 32$).

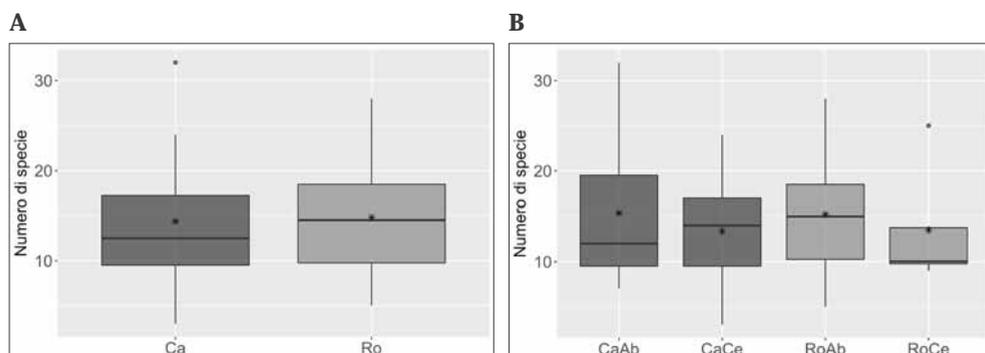


Figura 5.5. Confronto del numero di specie vascolari (l'asterisco indica il valore medio). **(A)** Variazione del numero di specie nei castagneti dell'habitat 9260 (Ca - colore nero) e nei robinieti (Ro - colore rosso), indicati con i pallini rossi. **(B)** Variazione del numero di specie dei castagneti abbandonati (CaAb) e cedui (CaCe) e nei robinieti abbandonati (RoAb) e cedui (RoCe) ($n = 32$).

stione. Dei castagneti, oltre al castagno, che è associato anche al ceduo a regime, le specie indicatrici sono *Fraxinus ornus* e *Pteridium aquilinum*, che sono associate anche all'abbandono della gestione. Queste specie sono citate tra quelle caratteristiche dell'habitat 9260. Per quanto riguarda i robinieti invece, oltre alla robinia, le specie indicatrici sono *Crataegus monogyna*, *Lamium orvala*, *Sambucus nigra*, *Rubus ulmifolius* e olmo (*Ulmus minor* subsp. *minor*). Sambuco e olmo sono anche specie indicatrici del ceduo invecchiato, mentre la robinia e *Symphytum tuberosum* subsp. *angustifolium* sono indicatrici del ceduo a regime.

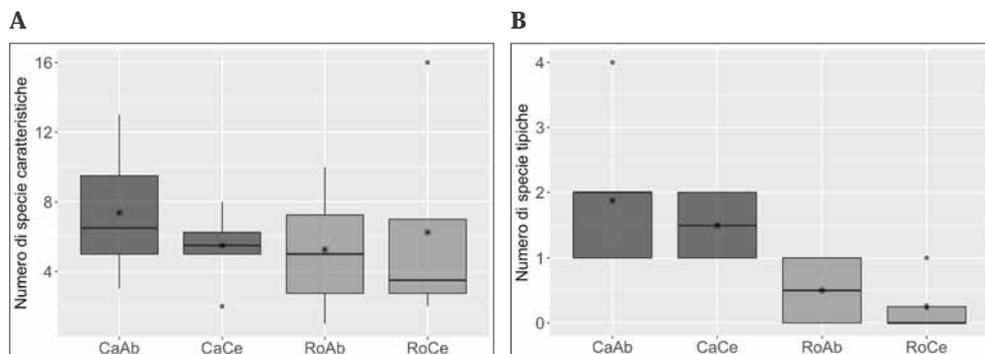


Figura 5.6. Confronto del numero di specie vascolari caratteristiche e tipiche dell'habitat 9260 (l'asterisco indica il valore medio). **(A)** Variazione del numero di specie caratteristiche dell'habitat 9260 nei castagneti abbandonati (CaAb) e cedui (CaCe) e nei robinieti abbandonati (RoAb) e cedui (RoCe). **(B)** Variazione del numero di specie tipiche dell'habitat 9260 dei castagneti abbandonati (CaAb) e cedui (CaCe) e nei robinieti abbandonati (RoAb) e cedui (RoCe) ($n = 32$).

Oltre alle specie tipiche e caratteristiche, le specie esotiche possono essere utilizzate come indicatori delle condizioni di un bosco o di un habitat. All'interno dei boschi rilevati, siano essi castagneti o robinieti, sono poche le specie esotiche. Inoltre, è evidente come la ceduzione non comporta l'aumento di specie esotiche all'interno dell'habitat 9260 (Figura 5.7, p. 127).

5.3.2 La necromassa: un indicatore di biodiversità

Il ruolo che la necromassa riveste negli ecosistemi forestali è notoriamente fondamentale nel determinare la disponibilità di nutrienti e la fertilità del suolo. Tra le componenti della necromassa, il legno morto riveste un ruolo chiave nel bosco: molteplici sono gli organismi che beneficiano della successione di microhabitat che si origina dalla degradazione del legno morto. Questo rappresenta il substrato per la germinazione o lo sviluppo di numerosi organismi vegetali e animali che popolano l'ecosistema forestale, nonché fonte di nutrizione e rifugio (Winter e Möller 2008).

In questo senso, tra i boschi italiani, i castagneti ospitano la quantità maggiore di necromassa (dato registrato per la categoria che raggruppa castagneti e carpine) con circa $19 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ al nord, $13,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ al centro e $9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ al sud (Pignatti *et al.* 2009). È un dato che riflette in parte l'abbandono culturale di questi popolamenti in quanto l'abbondanza di necromassa è stata associata alla durata del turno (Marziliano *et al.* 2013).

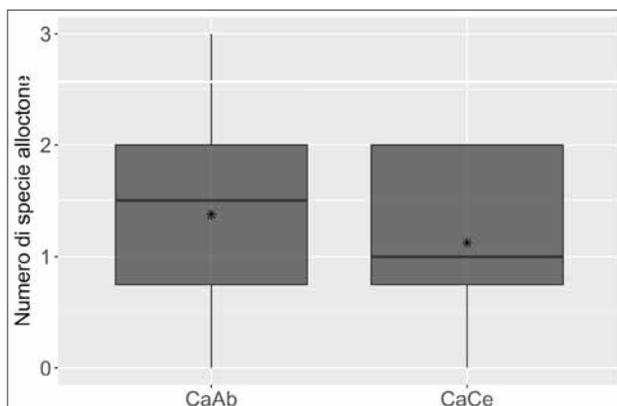


Figura 5.7. Variazione del numero di specie esotiche nei castagneti abbandonati (CaAb) e in quelli tuttora ceduati (CaCe) (n = 16) (l'asterisco indica il valore medio).

L'analisi dei rilievi eseguiti ha confermato l'elevata presenza di necromassa nei castagneti se confrontati con i robinieti (Figura 5.8A, p. 128). Quindi, i castagneti hanno una maggiore possibilità di ospitare specie legate alla necromassa legnosa: emerge il ruolo di questo tipo forestale nella conservazione della biodiversità. La necromassa e le sue diverse tipologie sono tra gli indicatori della qualità dell'habitat di specie suggeriti dai manuali di monitoraggio dell'ISPRA per varie specie elencate negli allegati della Direttiva Habitat, per esempio nel caso di *Cerambyx cerdo* (Stoch e Genovesi 2016). La quantità totale di necromassa è maggiore nei siti non più gestiti rispetto a quelli tuttora governati a ceduo (Figura 5.8B, p. 128). La necromassa nei cedui di castagno è relativamente elevata e maggiore rispetto a quella osservata nei robinieti.

Sembra tutto positivo, ma la conservazione della necromassa nei castagneti deve tenere presente, oltre che della biodiversità ad essa legata, di tutte le altre sue implicazioni; dal 2006 al 2011 ad esempio, gli incendi nei castagneti hanno rappresentato circa il 10-20 % del totale degli incendi che hanno colpito i boschi italiani (Barbati e Corona 2014). L'accumulo di legno morto aumenta il rischio d'incendio, di per sé già alto nei castagneti. Il rischio del diffondersi di incendi in questi popolamenti è ben noto nei Colli Euganei. Inoltre, la presenza di necromassa, sia in piedi che a terra, incide negativamente sulla percezione che i turisti hanno del bosco e può costituire un pericolo per l'incolumità dei visitatori nei boschi a vocazione turistico-ricreativa (La Fauci e Mercurio 2008).

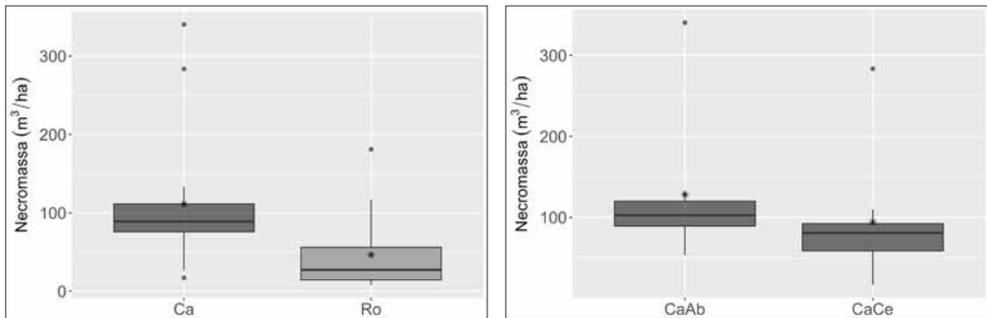


Figura 5.8. Confronto del volume di necromassa totale (l'asterisco indica il valore medio). (A) Variazione del volume di necromassa totale nei castagneti (Ca) e nei robinieti (Ro) - (B) Variazione del volume di necromassa totale nei castagneti abbandonati (CaAb) e cedui (CaCe).

5.4 Gestione e conservazione dell'habitat 9260

5.4.1 Stato e grado di conservazione dell'habitat 9260

L'habitat "9260 Boschi di *Castanea sativa*" non è certamente tra quelli più minacciati in Europa, ma la sua conservazione non è nemmeno tra le più soddisfacenti. In base agli ultimi rapporti degli Stati Membri sullo stato di conservazione degli habitat in Europa (S 1.1.3), i cui principali risultati sono riassunti in un report comunitario (Romão *et al.* 2015), lo stato di conservazione dell'habitat 9260 nell'area biogeografica continentale è inadeguato. Lo stesso grado di inadeguatezza si riscontra in Italia (Genovesi *et al.* 2014) e nel Veneto (quadro di azioni prioritarie allegato alla deliberazione della giunta regionale n. 683 del 28 aprile 2015).

Secondo il portale di riferimento per la reportistica ai sensi dell'art. 17 (EIONET 2014) e l'all. B alla deliberazione della giunta regionale del Veneto n. 1400 del 29 agosto 2017, sia a scala europea, sia a scala regionale, le pressioni e le minacce che gravano su questo habitat sono dovute ad azioni antropiche di importanza media o bassa riconducibili alla presenza di strade e autostrade, alle attività con veicoli motorizzati, all'utilizzo e alla gestione forestale e di piantagioni, all'impianto di specie autoctone ed esotiche su terreni non boscati e al loro reimpianto, agli incendi e all'urbanizzazione discontinua. Nel Veneto, nell'all. B3 alla citata deliberazione n. 638 del 2015, è stata inoltre sottolineata la carenza di interventi colturali (Figura 5.9, p. 129). Inoltre, i castagneti italiani sono considerati a rischio di contrazione e banalizzazione a causa della sostituzione da parte di robinieti puri, del diffondersi di malattie (mal dell'inchiostro e cancro corticale) e dell'imenottero cinipide *Dryocosmus kuriphilus* (Angelini *et al.* 2016).



Figura 5.9. Il trattamento selvicolturale dei cedui di castagno è importante per garantire l'espletamento delle funzioni del bosco e controllare i possibili effetti che derivano dall'abbandono (foto di Paolo Paolucci).

In definitiva, si può affermare che le minacce principali ai castagneti ricadenti nell'habitat 9260 derivano dall'invecchiamento e dall'instabilità dei popolamenti da cui dipende la frequente sostituzione con altre specie arboree, nonché dall'attacco di parassiti e malattie fungine.

Nei Colli Euganei l'habitat 9260 si trova complessivamente in un buon grado di conservazione (buono sull'89% della superficie dell'habitat e medio o limitato sul rimanente 11%); vanno però segnalati contesti in cui lo stato di conservazione risulta mediocre principalmente a causa degli ingenti attacchi parassitari. Le principali minacce che gravano sui castagneti euganei sono: il taglio raso, gli incendi, l'introduzione di fitopatologie, l'invasione di specie esotiche (in primis di robinia) e l'antagonismo dovuto all'introduzione di specie (Sitzia *et al.* 2010).

5.4.2 Gestione dei castagneti e dei robinieti

Secondo i dati nazionali, i cedui di castagno coprono 593.243 ha (Tabacchi *et al.* 2007). I cedui di castagno regolarmente gestiti sono oggetto di una selvicoltura volta a mantenere popolamenti monospecifici e coetanei nei quali la presenza di altre specie arboree può essere limitata. Lo scopo di queste colture infatti è sempre stato quello di garantire un ricavo economico al proprietario. Negli ultimi decenni però il mercato del legno di castagno è stato caratterizzato da un crollo della domanda, accentuato dalle patologie che hanno colpito questa specie. Come conseguenza, il 24% dei cedui di castagno italiani risulta abbandonato, con importanti conseguenze per la struttura e la funzionalità dei castagneti (Manetti *et al.* 2017).

Il trattamento selvicolturale di questi cedui è importante per garantire l'espletamento delle funzioni del bosco e controllare i possibili effetti che derivano dall'abbandono.

Nei cedui abbandonati si registra, ad esempio, un incremento della suscettibilità ai patogeni con diffusione del cancro corticale, sebbene, di per sé, i parametri dendroauxometrici dei cedui di castagno possano variare sensibilmente a seconda della fertilità della stazione (Quatrini *et al.* 2017). I cedui abbandonati sono più suscettibili agli incendi a causa dell'elevato carico di combustibile (Manetti *et al.* 2017), come abbiamo visto anche sui Colli Euganei. Inoltre, il ceduo gestito in modo sostenibile conserva la sua funzione di regimazione e mantiene una migliore disponibilità idrica del suolo contrastando dunque i fenomeni di dissesto idrogeologico (Garfi *et al.* 2006).

La gestione può influire sulla biodiversità della flora vascolare. In primo luogo, le fustaie ospitano un maggior numero di specie vegetali rispetto al ceduo ma, nella stessa categoria dei cedui, variazioni nei trattamenti colturali comportano differenze sulla ricchezza floristica ospitata (Mattioli *et al.* 2016). La gestione del ceduo dunque condiziona fortemente la comunità floristica del castagneto che è influenzata principalmente dall'estensione del taglio, dalla frequenza e dall'intensità del disturbo (Mattioli *et al.* 2016).

La gestione, se svolta con una seria e controllata pianificazione, è dunque in grado di mantenere un'elevata diversità in specie, mentre l'abbandono totale e generalizzato può comportare una certa omogeneizzazione della comunità, cioè una riduzione della variabilità in composizione, come può essere desunto dalle analisi presentate nelle pagine precedenti. Sulla base di queste analisi, al fine di garantire una certa diversità di specie su scala regionale, è consigliato mantenere un mosaico eterogeneo costituito da castagneti con differenti forme di gestione e governo (Gondard *et al.* 2006) ed un incremento delle fasce ecotonali (Masutti e Battisti 2007).

Le misure di conservazione per le zone speciali di conservazione del Veneto (deliberazione della giunta regionale n. 786 del 27 maggio 2016 e successive modifiche e integrazioni) vietano normalmente la conversione di boschi di alto fusto in cedui e di cedui composti in cedui semplici; fanno eccezione i castagneti, dove la conversione è ritenuta un intervento fitosanitario o giustificato da altri motivi di rilevante interesse pubblico. Le norme regionali richiedono che siano mantenute, all'atto del taglio, almeno 30 matricine per ettaro scelte tra i castagni sani o tra altre latifoglie e che sia rispettato un turno non inferiore a 12 anni al fine di non spossare eccessivamente le ceppaie.

Allo scopo di tutelare l'habitat 9260, le misure di conservazione prevedono il rilascio di tutte le specie diverse dalla robinia e dal nocciolo (*Corylus avellana*) nei cedui misti di robinia con castagno, a meno che non si tratti di piante stramature, di tagli fitosanitari o di individui a concreto rischio di schianto. Nei castagneti non governati a ceduo, il prontuario operativo per interventi di gestione forestale del Veneto (approvato con la deliberazione della giunta regionale n. 7 del 5 gennaio 2018) ammette l'applicazione del taglio a buche o a strisce su superfici non supe-

riori a 500-1000 m², rilasciando ai margini della tagliata idonei soggetti portaseme ed altri soggetti con buona conformazione ed in buone condizioni fitosanitarie.

È infine opportuno orientare la gestione dei robinieti così da non favorire la loro diffusione a discapito di altri habitat semi-naturali, in primis l'habitat 9260. L'aggressività della robinia è documentata dal cospicuo numero di habitat Natura 2000 che ne risultano minacciati. In Europa, molti habitat forestali sono minacciati dalla robinia nella regione biogeografica continentale e tra questi compare anche l'habitat "9260 Boschi di *Castanea sativa*" (Campagnaro *et al.* 2018). L'emissione di polloni radicali e caulinari è fortemente stimolata dalla ceduzione. La sua natura di specie pioniera poco longeva è però uno strumento utile che il selvicoltore può sfruttare a suo vantaggio. La robinia infatti, in assenza di tagli e disturbi di altra natura, è soggetta a rapido declino (dopo 40-50 anni) e viene sostituita dalle specie locali (Gruppo di Lavoro Specie Esotiche della Regione Piemonte 2014). Vista l'ecologia della robinia è importante rispettare alcune misure preventive per controllare con successo l'espansione della specie.

Le misure di conservazione per le zone speciali di conservazione del Veneto suggeriscono una serie di buone prassi tra cui la conversione dei cedui ad alto fusto, le piantagioni sotto copertura con latifoglie tolleranti l'ombra, ma anche il mantenimento di fasce di rispetto che proteggano habitat di interesse comunitario dall'avanzata della specie. Tra le prassi culturali si consiglia di mantenere la robinia nel piano dominante e lasciarla invecchiare. Nel caso poi di boschi cedui vicini a robinieti è importante mantenere fasce di rispetto dove non intervenire o comunque effettuare interventi in tempi diversi rispetto al taglio del robinieto. La ceduzione in boschi puri o misti di robinia deve avvenire con un turno minimo di 12 anni e il rilascio di almeno 100 matricine che includano in modo prioritario gli individui delle specie locali. Infine, nei robinieti governati a ceduo, è possibile effettuare il taglio a raso senza rilascio di alcun soggetto ma, nei casi in cui l'ultimo taglio risalga a più di trent'anni fa, è necessario un progetto di taglio (Del Favero *et al.* 1998a).

Un'ulteriore misura di controllo sulla diffusione della robinia è fissata dal pron-tuario operativo per interventi di gestione forestale: per le formazioni varie di latifoglie non governate a ceduo con presenza della robinia si può procedere al taglio rilasciando non meno di 200 piante/ha nate da seme (1 ogni 7 metri), di specie diverse dalla robinia. Le matricine possono, qualora gli individui di specie locali non dovessero essere sufficienti, includere anche piante di robinia da lasciare invecchiare.

Il progresso tecnologico ha accresciuto le capacità quantitative e qualitative dei sistemi di telerilevamento, portando, negli ultimi decenni, alla realizzazione di nuove tipologie di sensori e di sistemi informativi geografici in grado di supportare efficacemente le valutazioni e la pianificazione ambientali. La sfida sta nella capacità di sviluppare metodologie di stima efficaci ed economiche, che possano giustificare l'impiego di costose strumentazioni. In questo ambito, la ricerca forestale si è focalizzata sui metodi di elaborazione dei dati ricavati da sensori, per misurare attributi come l'altezza e il diametro degli individui arborei, il grado di copertura delle chiome, la presenza di sottobosco e, attraverso questi, la distribuzione spaziale e volumetrica dei popolamenti boschivi (Latifi *et al.* 2015). Tra i metodi di rilevamento che fanno uso di sensori, ha trovato ampia applicazione nell'ambito forestale il LiDAR (*Light Detection And Ranging*) (Goetz *et al.* 2007) che è in grado di determinare la distanza di un oggetto o di una superficie attraverso un impulso laser (*Light Amplification by the Stimulated Emission of Radiation*) e, attraverso questa, l'altezza delle piante arboree. Il risultato è un modello digitale delle chiome, in inglese *canopy height model*, che viene prodotto normalmente in formato raster, come il modello digitale delle quote, ma, a differenza di questo, dove a ciascun pixel è associato un valore di altitudine, viene attribuito un valore di altezza arborea.

6.1 Introduzione

6.1.1 Il LiDAR

Il metodo LiDAR si basa su un sensore ottico di tipo attivo, che agisce come emettitore e ricevitore di impulsi laser, tramite i quali è possibile misurare la distanza dell'oggetto riflettente dal sensore (Wehr e Lohr 1999). Integrando tali misure con la posizione del sensore nello spazio, si ottiene una nuvola tridimensionale di punti che descrive la struttura della superficie analizzata (Pirotti *et al.* 2012).

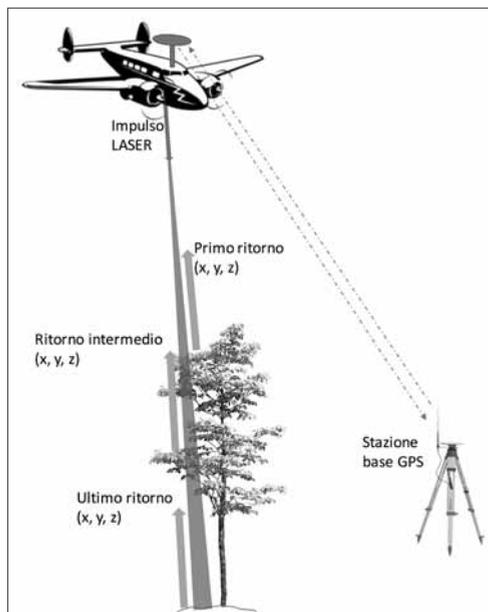


Figura 6.1. Principio di funzionamento di un sistema LiDAR.

La determinazione della posizione e dell'orientamento del sensore è comunemente effettuata tramite l'integrazione tra un sistema di posizionamento GPS (*Global Positioning System*) di tipo differenziale e un sensore inerziale IMU (*Inertial Measuring Unit*). Tali principi sono illustrati nella Figura 6.1.

I sistemi LiDAR di cui tratteremo sono quelli operati da velivolo (ALS, *Aerial Laser Scanner*). La densità di punti rilevata dipende principalmente dalle caratteristiche del sensore utilizzato e dalla metodologia di rilievo. La tipologia di sensore più usata in ambito forestale è quella ad impulsi discreti: il sensore emette fasci distinti di impulsi laser, i quali intercettano una porzione definita della superficie colpita. Se la superficie è coperta da vegetazione ar-

borea, un certo numero di impulsi sarà riflesso dagli apici delle piante arboree, generando il primo impulso (*first pulse*). La frazione di impulsi che non intercetta lo strato più alto delle chiome arboree prosegue oltre, e l'eco di ritorno che esso genera sarà rilevato dal sensore successivamente al primo; proseguendo così fino all'ultimo ritorno (*last pulse*). I sensori di più recente realizzazione adottano un tipo di impulso che genera un rilievo continuo della superficie colpita in un certo arco di tempo; essi forniscono dati a maggiore risoluzione che possono descrivere più accuratamente la struttura tridimensionale degli oggetti colpiti. Tali sensori sono definiti "*full waveform*".

6.1.2 Classificazione della copertura del suolo

Nell'ambito degli studi per la classificazione della copertura del suolo, riveste una grande importanza il processo di classificazione delle immagini telerilevate. Le tecniche di interpretazione delle immagini mirano generalmente all'individuazione delle peculiarità degli oggetti studiati al fine di poterli classificare; e possono essere divise in due tipologie: supervisionate o non supervisionate dall'operatore.

Nel primo caso, vengono utilizzati dei dati di partenza, ricavati normalmente da un'area campionaria, attraverso i quali specifici algoritmi estraggono delle informazioni iniziali che sono processate durante la classificazione. Nel secondo caso, invece, l'applicazione degli algoritmi è automatizzata con l'obiettivo di individuare

raggruppamenti di pixel che presentino al loro interno la massima omogeneità possibile di valori. Tale processo di raggruppamento è definito in letteratura “*clustering*” (Peña *et al.* 1999) e viene affrontato in un’ampia varietà di applicazioni. In questo lavoro si è scelto di utilizzare uno dei più comuni algoritmi per l’analisi non supervisionata delle immagini, l’algoritmo *K-means* (Hartigan e Wong 1979).

Non è questa la sede per approfondire gli aspetti matematici relativi all’applicazione di questo algoritmo. Basti ricordare che, applicandolo alla classificazione della copertura del suolo, esso ha l’obiettivo di produrre una carta della copertura del suolo dove la varianza nel valore di un attributo, come può essere il colore di un pixel, o l’altezza di una pianta, entro una classe, viene ridotta al minimo possibile.

6.2 Applicazioni del LiDAR alle foreste

Numerosi studi hanno trattato la stima dei parametri dendrometrici dei popolamenti forestali per mezzo del LiDAR e i risultati ottenuti dipendono principalmente da due variabili: la tipologia di dato utilizzato e gli algoritmi implementati. Riguardo al primo fattore, di fondamentale importanza è la risoluzione del dato rilevato. Si possono individuare generalmente dati ad alta risoluzione e dati a bassa risoluzione, non espressamente realizzati per lo studio dei popolamenti forestali. I primi sono solitamente generati a fini di ricerca e non ancora sufficientemente economici da poter essere prodotti appositamente per operazioni di valutazione e pianificazione ambientali. I secondi presentano basse intensità di punti, ma alcuni studi (Montagnoli *et al.* 2015) hanno dimostrato che intensità inferiori a 2 punti per metro quadro possono essere sufficienti per stimare la biomassa epigea di popolamenti misti di latifoglie, simili a quelli in esame nel presente lavoro, con errori di stima accettabili.

La stima può riguardare parametri strutturali e parametri non strutturali. Nel primo caso, si applicano algoritmi in grado di misurare indici di forma della distribuzione spaziale della nuvola di punti che rappresenta i popolamenti boschivi. Per ottenere questi indici è necessario disporre di dati di partenza ad alta risoluzione e con una copertura ottimale dell’area di studio. Nel secondo caso, gli algoritmi stimano parametri quali l’altezza o la distribuzione spaziale degli individui o dei popolamenti e si può ricorrere anche a dati con risoluzione minore interpretati con algoritmi di interpolazione, a partire dalla nuvola di punti (Koch 2010).

Infine, la distinzione più importante nel processo di stima riguarda l’unità primaria di individuazione dei parametri desiderati e le successive metodologie per l’analisi statistica dei risultati e dell’extrapolazione di informazioni a livello di popolamento. Sono possibili due diversi approcci: quelli basati sull’albero (*tree based*) e quelli basati sull’area (*area based*).

La scelta dell’uno o dell’altro approccio è legata a diversi fattori, tra cui: risoluzione dei dati di partenza, composizione e forma di governo del popolamento, e parametri di interesse per la stima.

6.2.1 Approccio basato sull'albero

L'unità primaria di stima dei parametri di interesse è il singolo albero. Il primo stadio consiste nell'individuazione dei singoli individui arborei, procedura automatizzabile tramite una grande varietà di algoritmi, i quali si rifanno a diversi modelli di tipo statistico. Tali algoritmi possono essere applicati alla nuvola tridimensionale di punti derivante dal rilievo laser da velivolo, oppure al modello digitale delle chiome ottenuto dall'elaborazione della nuvola di punti stessa. Questo primo stadio mira all'individuazione puntuale dei soggetti arborei, insieme alla stima dei parametri direttamente ottenibili da dati di tipo LiDAR, ovvero solitamente altezza e area di copertura della chioma (Goerndt *et al.* 2010). Da tali dati vengono successivamente estratti il diametro ed il volume dei singoli individui, operazione possibile in seguito all'individuazione delle relazioni esistenti tra questi e l'altezza, che si ottiene attraverso rilevamenti in campo o l'uso di equazioni allometriche.

Numerosi studi dimostrano l'efficacia di stima dell'approccio basato sull'albero, evidenziandone però le limitazioni nell'effettiva applicabilità a fini operativi: sebbene i dati di tipo LiDAR siano sempre più diffusi e i costi di produzione siano decisamente inferiori rispetto a pochi anni fa, essi non risultano ancora abbastanza convenienti dal punto di vista economico. Nonostante rispetto all'approccio basato sull'area la quantità di rilievi in campo per la calibrazione iniziale sia decisamente inferiore per le stime basate sul singolo albero, la risoluzione necessaria dei dati per l'applicazione di quest'ultimo approccio non è ancora economicamente ottenibile su larga scala. Al calare della risoluzione e della qualità dei dati di partenza, la percentuale di fallimento nel processo iniziale di segmentazione aumenta, portando a sensibili errori di individuazione (sovrastima della densità arborea) o di omissione (sottostima della densità arborea) (Chen *et al.* 2006).

6.2.2 Approccio basato sull'area

L'unità primaria di stima dei parametri di interesse in questo caso è una superficie. Pertanto, l'approccio utilizzato è di tipo statistico, con l'implementazione di algoritmi prevalentemente di *machine learning* e di regressione (Vastaranta *et al.* 2012).

Dal punto di vista economico, visto l'attuale sviluppo della tecnologia e il conseguente costo dell'acquisizione di dati ad alta risoluzione, l'approccio basato sulla superficie risulta essere più efficiente; ciò vale anche dal punto di vista delle elaborazioni necessarie per produrre stime accurate (Yu *et al.* 2010). Questa è la ragione per cui, ad oggi, la gran parte delle applicazioni forestali dei rilievi laser ottenuti da velivolo, al di fuori della ricerca, adotta l'approccio basato sull'area, soprattutto per quanto riguarda la stima della biomassa legnosa a scala regionale (Coomes *et al.* 2017).

6.3 Il LiDAR applicato allo studio della biodiversità

Il monitoraggio della biodiversità per la conservazione della natura si è focalizzato principalmente sullo studio della distribuzione delle popolazioni di individui, analizzando fattori quali presenza, dimensione, dinamiche di movimento e di migrazione. Negli ultimi decenni le crescenti applicazioni del telerilevamento hanno permesso di ottenere sempre maggiori informazioni, soprattutto per quanto riguarda la presenza di risorse e di habitat, in relazione alla valenza ecologica di specie animali e vegetali. La maggior parte di tali studi fa utilizzo di immagini di tipo satellitare, che permettono di ottenere informazioni riguardanti la produzione e la produttività della vegetazione presente nei vari habitat, a diverse scale spaziali e temporali, ignorando però importanti informazioni legate alla struttura della vegetazione. La più recente innovazione, che permette di colmare alcune di queste mancanze, proviene dall'utilizzo dei sensori di tipo LiDAR. La conoscenza fornita da tali sistemi risulta di fondamentale importanza nello studio della distribuzione delle specie, in quanto i *pattern* spaziali di diversità specifica a scala locale sono spesso esaminati in funzione delle caratteristiche degli habitat presenti. I dati LiDAR sono utilizzati per esaminare le dinamiche delle specie, soprattutto animali, secondo due modalità: 1) osservare la potenziale diffusione di una specie individuando la presenza di habitat ad essa idonei in base a conoscenze precedentemente acquisite; 2) approfondire la conoscenza delle caratteristiche strutturali del particolare tipo di habitat utilizzato da una specie animale (Maltamo *et al.* 2014).

Diversi esempi dell'applicazione di tali approcci sono esposti in un articolo di Sitzia (2009). Numerosi studi che investigano l'applicabilità del LiDAR agli studi sulla biodiversità e alla valutazione del degrado degli habitat (Vogeler *et al.* 2014) fanno riferimento all'ecologia delle specie ornitiche. Le conoscenze consolidate all'interno del mondo scientifico per quanto riguarda le relazioni tra specie ornitiche e struttura vegetazionale negli habitat di riferimento hanno permesso negli ultimi anni di studiare le potenzialità del LiDAR di fornire indicazioni attendibili circa la diffusione delle specie e il livello di conservazione degli habitat, tramite l'estrapolazione di parametri strutturali legati alla distribuzione tridimensionale della vegetazione (Goetz *et al.* 2007, Clawges *et al.* 2008). Ad esempio, Broughton *et al.* (2006) hanno analizzato gli habitat occupati dalla cincia bigia (*Poecile palustris*) utilizzando nuvole di punti LiDAR. Lo studio ha rilevato una differenza significativa nella struttura della vegetazione tra *patch* occupate e *patch* non occupate dalla specie, la quale è stata osservata preferibilmente in boschi con individui maturi e con presenza di vegetazione arbustiva nello strato più basso, ma non risultava presente in siti adiacenti costituiti da vegetazione più giovane e densa.

Similmente, Nelson *et al.* (2005) hanno studiato la diffusione della specie a rischio *Sciurus niger cinereus* (sottospecie dello scoiattolo volpe diffusa negli Stati Uniti orientali), utilizzando rilievi LiDAR e di campo. Le analisi hanno dimostrato la preferenza da parte dell'animale di fustaie mature ad alta densità di individui

e con assenza di strati dominati di vegetazione e la possibilità di individuare tale tipologia di habitat anche su scala regionale.

6.4 Il metodo applicato sugli Euganei

Il presente studio è stato svolto tramite programmi informatici per la gestione di dati di tipo spaziale e l'analisi statistica. Sono stati utilizzati i seguenti software di libero accesso: QGIS (QGIS Development Team 2018) e R (R Core Team 2015)

I dati spaziali sono stati elaborati nel seguente sistema di coordinate: codice EPSG: 25833; datum: ETRS 1989; ellissoide: GRS 1980; proiezione: UTM zona 33.

6.4.1 Classificazione della copertura del suolo

Per effettuare la classificazione della copertura del suolo all'interno dell'area di studio è stato scelto di procedere tramite l'analisi delle ortofoto disponibili. La scelta di utilizzare le ortofoto è stata dettata dal fatto che l'obiettivo primario della classificazione è quello di individuare, con una buona approssimazione e ad una scala adeguata, la copertura forestale. L'utilizzo di immagini satellitari multispettrali è stato scartato per il livello di dettaglio richiesto, mentre quello della nuvola di punti LiDAR è stato scartato in quanto la densità dei punti è troppo rada ai fini di una classificazione strutturale. Inoltre, si è ritenuto opportuno testare l'approccio tramite ortofoto in quanto tale tipologia di dato è disponibile, relativamente all'area analizzata, ad intervalli di 3-4 anni, e potrebbe essere pertanto utilizzata per successive analisi relative ai cambiamenti di uso del suolo o a dinamiche legate alla copertura vegetale.

La classificazione di un'ortofoto dell'anno 2006 ha permesso l'individuazione delle superfici boscate, distinguendole da altre superfici vegetate, terreno nudo e superfici antropizzate. Per l'analisi dell'ortofoto si è scelto di utilizzare la modalità di classificazione non supervisionata, tramite l'implementazione dell'algoritmo di clusterizzazione K-means attraverso il software R, utilizzando la funzione "kmeans" del pacchetto "stats" (R Core Team 2015).

L'algoritmo è stato calibrato tramite l'applicazione ripetuta con la scelta di diversi parametri di partenza e un'analisi visiva dei risultati, tramite confronto con l'ortofoto, osservando il grado di identificazione ottenuto relativamente alle classi di copertura desiderate. Il parametro maggiormente influente ai fini dell'individuazione della superficie boscata è risultato essere il numero di *cluster* (classi di copertura) assegnati all'algoritmo da individuare. Alcuni esempi sono visibili nella figura seguente.

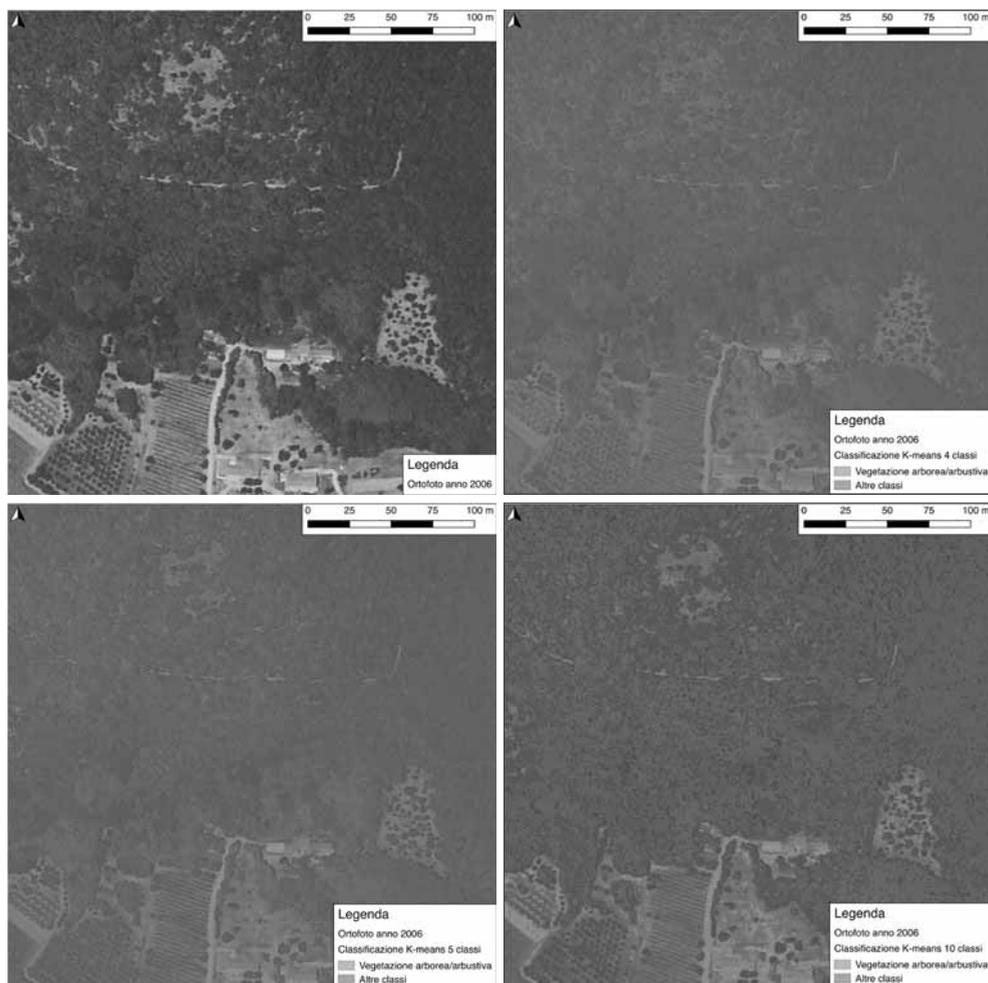


Figura 6.2. Esempio di estrazione della copertura boschiva dall'ortofoto.

Le *feature* che rappresentano la superficie coperta da vegetazione arborea sono state estratte con l'intento di utilizzarle come una maschera vettoriale per ritagliare, successivamente, il modello digitale delle chiome (capitoli seguenti). È stato necessario un lavoro manuale di "pulitura" della maschera ottenuta, prima della conversione a maschera vettoriale, per l'eliminazione di tutti gli individui arborei isolati individuati e non facenti parte della superficie boscata. Il file raster è stato infine convertito in formato vettoriale. Il risultato è una maschera della superficie coperta da vegetazione arborea, data dall'incrocio di due maschere basate sui criteri di classificazione delle immagini e di un'altezza minima per l'individuazione di una superficie boschiva.

Dal modello sono stati estratti i pixel aventi valori di altezza maggiori o uguali a 3 m ed è stato così ottenuto il file del modello delle chiome definitivo.

6.4.2 Il LiDAR utilizzato

I dati, trasmessi dal Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare (Geoportale Nazionale 2017), sono di due tipologie:

- nuvola di punti classificata LiDAR: dati acquisiti da piattaforma aerea con il sistema laser-scan ALTM 3100 della società canadese Optech, operante nel vicino infrarosso con frequenza dai 33 ai 200 kHz;
- dati in formato raster comprendenti il modello digitale del terreno e il modello digitale della superficie con risoluzione $1\text{ m} \times 1\text{ m}$.

Per la stima delle altezze dei popolamenti forestali è stato utilizzato direttamente il modello digitale di elevazione fornito, ottenuto dall'estrazione dei punti relativi ai diversi echi di risposta agli impulsi laser emessi dal sensore LiDAR.

6.4.3 Estrazione del modello digitale delle chiome

L'area di studio è stata individuata all'interno della superficie dei Colli Euganei, partendo da 4 tasselli rappresentanti il modello digitale del terreno e il modello digitale delle superfici, scegliendo una superficie rappresentativa del territorio circostante, ma di dimensioni non eccessive rispetto alla conseguente dimensione dei dati da processare durante le analisi in ambiente GIS. Per semplificare le analisi e fornire una visualizzazione omogenea, i quattro tasselli individuati sono stati uniti, producendo così due superfici continue. Nel processo di unione i due file raster sono stati riclassificati, in modo da ottenere due modelli digitali perfettamente sovrapponibili per estensione e per risoluzione ($1\text{ m} \times 1\text{ m}$).

A questo punto è stata effettuata l'estrazione del modello digitale delle chiome, con la procedura indicata di seguito.

- 1) Sottrazione algebrica tra modello digitale delle superfici e modello digitale del terreno e produzione del modello digitale delle chiome grezzo (CHMraw). Questo è un raster che rappresenta i valori di altezza di qualsiasi oggetto presente tra la prima superficie individuata dall'impulso laser (ovvero la superficie originata dall'interpolazione dei punti costituenti il primo ritorno dell'impulso laser emesso dal sensore) e l'ultima, senza discriminare l'origine degli oggetti o la distribuzione spaziale.
- 2) Ritaglio del CHMraw sulla maschera vettoriale della superficie coperta da vegetazione arborea (§ 6.5.1). Tale operazione permette l'esclusione dei pixel il cui valore di altezza si riferisce ad elementi naturali o manufatti che non sono alberi.

- 3) Rimozione dei pixel con valori inferiori a zero, tramite l'utilizzo dello strumento "raster calculator" di QGIS. Tali valori spesso derivano, seppur in quantità molto limitate, da operazioni di sottrazione o somma tra modelli digitali, in quanto gli strati informativi originali possono presentare talvolta valori di altezza negativi, dovuti ad imprecisioni nella misurazione, a loro volta generati da morfologie particolari delle superfici colpite, come ad esempio forti pendenze.
- 4) Rimozione dei pixel con valori inferiori a 3 m. In tale modo si può escludere la vegetazione arbustiva e arborea di piccola taglia dalle analisi successive.

6.4.4 Estrapolazione delle altezze

La carta della distribuzione delle altezze è stata realizzata in un'area campionaria all'interno dell'area di studio e sono stati applicati gli approcci basati sull'albero (*tree based*) e quelli basati sulla superficie (*area based*), con l'obiettivo di estrarre, rispettivamente, le altezze dei singoli alberi e quella media dei popolamenti arborei.

L'approccio basato sul singolo albero (§ 6.2.1) adotta una funzione per l'individuazione degli apici degli individui arborei che applica l'algoritmo di filtraggio a finestra mobile proposto da Popescu e Wynne (2004) ed è stata implementata tramite il software R (R Core Team 2015). L'implementazione di tale algoritmo richiede di "smussare" il modello digitale delle chiome, al fine di eliminare picchi o buchi puntuali che potrebbero pregiudicare il corretto funzionamento dell'algoritmo di calcolo. La procedura fa a sua volta uso di una finestra mobile a dimensione variabile, compilata all'interno della funzione "CHMsmoothing" del pacchetto "rLiDAR" (Silva *et al.* 2015). Ad ogni iterazione, la finestra mobile assegna al pixel centrale il valore medio di altezza calcolato sull'intorno dei pixel coperti dalla finestra stessa. La funzione che descrive l'ampiezza della finestra è di tipo lineare ed è proporzionale all'altezza del pixel considerato. La funzione "TreeTopFinder" del pacchetto "ForestTools" (Plowright 2018) individua, tramite una finestra mobile a dimensione variabile, i picchi locali, corrispondenti alle cime delle chiome di individui arborei o di ceppaie, e genera un file puntuale di tipo vettoriale, assegnando ad ogni *feature* le coordinate relative all'apice individuato unite all'informazione di altezza estratta dal modello digitale delle chiome.

Le altezze, al fine di evitare distorsioni dei valori legate alla precedente procedura di smussamento, vengono ricalcolate, sovrapponendo il *layer* vettoriale degli apici individuati al file raster originale del modello digitale delle chiome. Infine, i valori puntuali relativi alle altezze individuate sono stati interpolati tramite l'utilizzo del metodo "*inverse distance weighting*", che fornisce in modo deterministico un'interpolazione dei valori noti basata sulla distanza nello spazio tra i punti da stimare e i punti con valore noto.

L'approccio *area based* differisce sostanzialmente dal precedente, in quanto il calcolo delle altezze medie non si basa sull'individuazione di specifici valori pun-

tuali che vengono poi interpolati, ma piuttosto su un'area, all'interno della quale tutti i valori dei pixel presenti vengono mediati (§ 6.2.2). Pertanto, l'approccio *tree based* si propone lo scopo ideale di individuare tutti gli individui arborei presenti sulla superficie; il risultato finale consisterà in valori medi effettivi, ovvero che rappresentino direttamente l'altezza media delle piante presenti nell'area sulla quale insistono. Per quanto riguarda l'approccio *area based*, le altezze medie vengono calcolate su base zonale, considerando tutti i pixel all'interno della finestra di calcolo, indipendentemente da che porzione della pianta determina il loro valore. Di conseguenza, per definizione, il metodo *area based* tende a sottostimare i valori di altezza media, che necessiteranno di essere sottoposti ad una buona calibrazione tramite i valori che saranno raccolti all'interno di aree di saggio e che rappresenteranno la "verità a terra".

Altre strategie di riduzione degli errori di stima prevedono l'individuazione dei quantili relativi alla distribuzione delle altezze sull'intera area analizzata, l'esclusione dei quantili relativi alle classi più basse di altezza, e una implementazione degli algoritmi iniziali sul nuovo *layer* prodotto.

Nel presente studio è stata creata una mappa della distribuzione delle altezze ottenute applicando una finestra mobile ad ampiezza fissa ad ogni pixel, contestualmente al calcolo della media aritmetica tra i valori di tutti i pixel considerati nell'intorno. La finestra utilizzata è di tipo circolare (raggio 10 m), per rendere le elaborazioni facilmente confrontabili con i dati rilevati a terra in aree di saggio circolari dello stesso raggio. Parallelamente, è stata sviluppata una mappa della copertura forestale i cui pixel presentano valori percentuali di copertura all'interno di una finestra mobile circolare con raggio 10 m (composta da 314 pixel di 1 m²). La finestra mobile è stata implementata su un file raster di tipo binario (valori 0 e 1) estratto dal modello digitale delle chiome, i cui pixel con valore 1 rappresentano la presenza di vegetazione arborea. La funzione applicata all'interno della finestra è la funzione "sum", che somma il valore dei pixel al suo interno, ottenendo il numero di pixel presenti all'interno della finestra, trasformabile, secondo la scala illustrata nella Tabella 6.1.

Tabella 6.1. Classi di copertura delle chiome applicate ad una finestra mobile con raggio di 10 m (314 pixel di 1 m²).

Classe di copertura	N° pixel con vegetazione	Copertura (%)
Molto bassa	< 32	< 10
Bassa	32-63	10-20
Media	64-158	21-50
Elevata	159-254	51-80
Molto elevata	> 254	> 80

6.4.5 Analisi strutturale degli habitat boschivi e biodiversità

All'interno dell'area di studio sono state individuate 15 aree campione coperte da vegetazione forestale. Di tali aree sono stati estratti i modelli tridimensionali al fine di analizzare la distribuzione verticale degli strati vegetazionali tramite il calcolo di indici strutturali a partire dalla nuvola di punti.

Dalla nuvola di punti grezza sono stati ritagliati 15 quadrati di 20 m × 20 m, corrispondenti ad altrettante aree di saggio. Di ciascun punto è stata ottenuta l'altezza delle chiome, con un procedimento analogo a quello seguito per l'estrazione del modello digitale delle chiome, estraendo però punti singoli e non un modello già interpolato (§ 6.4.3).

Le nuvole di punti così estratte sono state processate tramite il software R (R Core Team 2015). Per ognuna sono stati creati dei grafici descrittivi relativi alla struttura tridimensionale della vegetazione e alla distribuzione verticale dei ritorni. In seguito, sulle nuvole di punti sono stati calcolati alcuni parametri strutturali relativi ad altezza della vegetazione, copertura, distribuzione delle altezze e struttura verticale (Tabella 6.2). Tali parametri sono utilizzati a scopo esemplificativo in questo studio, in quanto è stata dimostrata la loro validità nel descrivere indirettamente la distribuzione di alcune specie animali e le loro relazioni con particolari tipi di habitat (Vogeler *et al.* 2014, Coops *et al.* 2016, Guo *et al.* 2017).

Tabella 6.2. Parametri di struttura delle chiome arboree ricavati dal LiDAR (h = altezza).

Parametro		Descrizione
Copertura		Copertura dei primi ritorni (h > 1,3 m)
Altezza massima		Altezza del ritorno più alto
Deviazione standard delle altezze		Deviazione standard delle altezze dei ritorni
Copertura a diverse altezze	1,3-5 m	Copertura dei primi ritorni con h tra 1,3 e 5 m
	5-10 m	Copertura dei primi ritorni con h tra 5 e 10 m
	10-25 m	Copertura dei primi ritorni con h tra 10 e 25 m

6.5 I risultati dell'elaborazione

È stato possibile produrre un file di tipo raster rappresentante quattro classi di copertura del suolo (vegetazione arborea, suolo antropizzato, prati, coltivi), tramite procedure tarate in base alle caratteristiche dell'area di studio. La mappa risultante è visibile nella Figura 6.3 a p. 144.

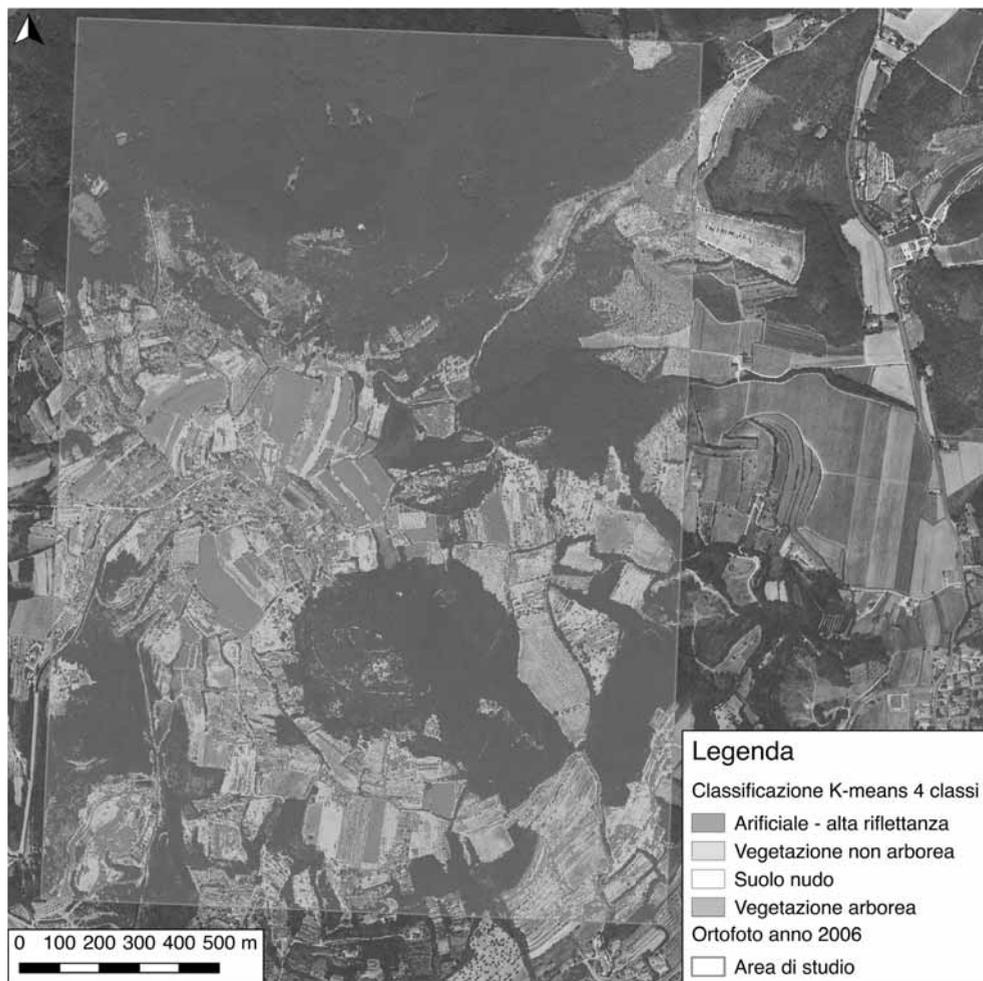


Figura 6.3. Classificazione della copertura del suolo con algoritmo K-means sull'area di studio.

In primo luogo, la classe “vegetazione arborea” è stata individuata con precisione sufficiente sull'intera area di studio. I cluster individuati dall'algoritmo nella classificazione del valore dei pixel risultano adeguati alle caratteristiche ricercate.

Ai fini dell'utilizzo delle classi create come maschere per le elaborazioni successive sul modello digitale delle chiome, la calibrazione dell'algoritmo di classificazione utilizzato ha prodotto risultati validi sotto due aspetti: a) un'efficiente perimetrazione delle zone coperte da vegetazione boschiva, anche se di dimensioni ridotte, fino al singolo individuo arboreo; b) un'efficiente individuazione dei vuoti all'interno delle zone vegetate, in corrispondenza di effettiva mancanza di copertura di chiome arboree.

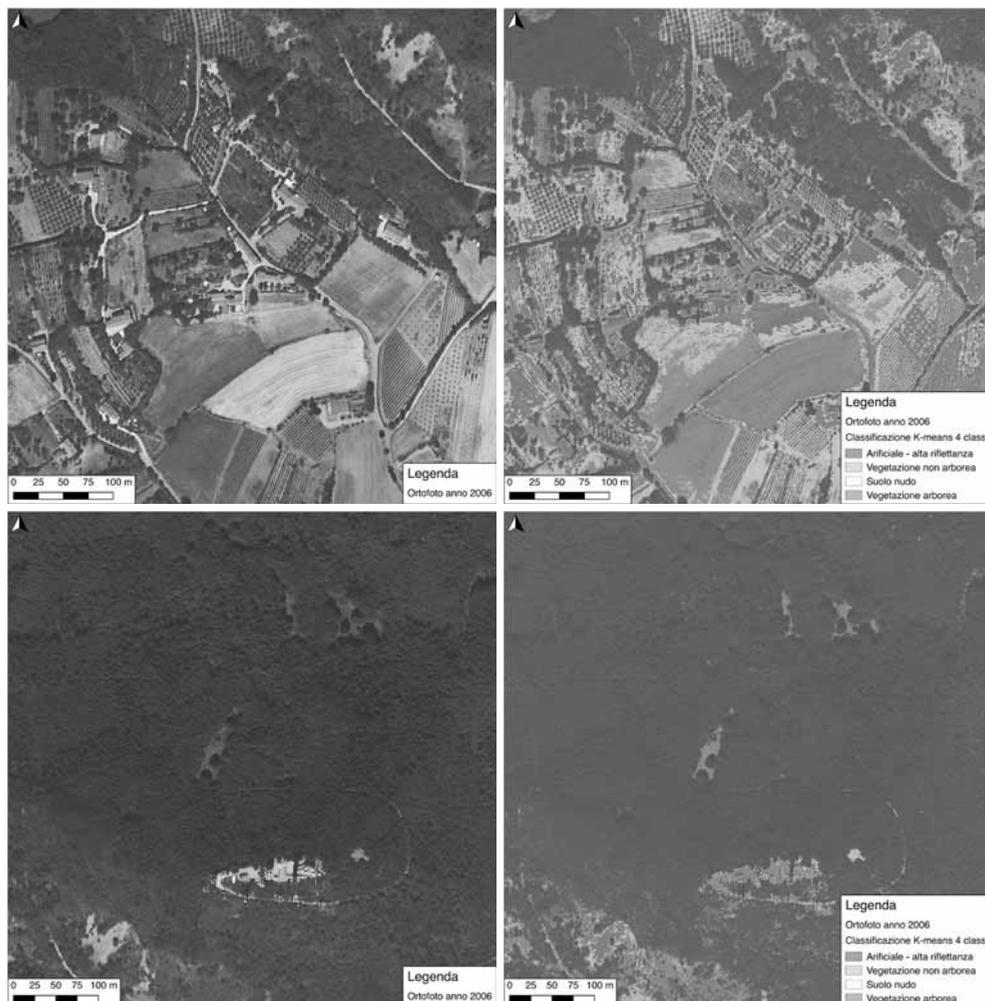


Figura 6.4. Classificazione K-means con 4 classi, dettagli.

L'utilizzo di un'accurata mappa dei vuoti all'interno della superficie boscata è fondamentale nel processo di stima dei parametri dendrometrici dei popolamenti forestali per la stima del volume legnoso presente. Durante il processo di calibrazione dell'algoritmo K-means è stato osservato che l'impostazione di un numero troppo elevato di cluster come parametro iniziale comporta una sovrastima dei vuoti di vegetazione, sbagliando la classificazione di valori di pixel appartenenti, in realtà, a chiome arboree. Nella Figura 6.4 sono visibili alcuni dettagli della classificazione.

In secondo luogo, è stata verificata l' idoneità degli algoritmi di clusterizzazione ad assistere la classificazione dell'uso del suolo all'interno dell'area di studio. Stu-

di più mirati all'individuazione delle differenti classi di uso del suolo potrebbero fornire un valido strumento per monitorare quantitativamente fattori quali il cambiamento di uso del suolo e le dinamiche della vegetazione; infatti la conoscenza di quest'ultima è fondamentale in presenza di aree protette, ma è spesso limitata dagli alti costi legati al monitoraggio sul campo.

6.5.1 La distribuzione orizzontale delle chiome

Come abbiamo visto nei capitoli precedenti, è stata testata la validità dei dati disponibili su un'area campione all'interno dell'area di studio al fine di produrre un modello digitale delle chiome funzionale allo svolgimento delle elaborazioni successive. Nella Figura 6.5 è visibile un dettaglio del modello digitale delle chiome grezzo, dove sono presenti elementi naturali e non naturali e pixel aventi altezza inferiore a 3 m, oltre che, in alcuni casi, valori aberranti dovuti a imprecisioni nella misura. Le procedure per la creazione del modello digitale delle chiome sono state

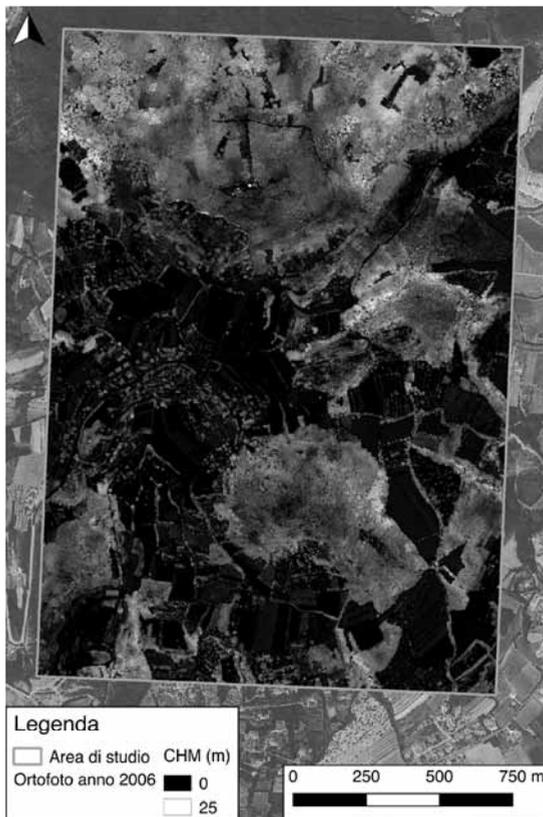


Figura 6.5. Modello digitale delle chiome grezzo (CHMraw) dell'area di studio.

automatizzate tramite il software R (R Core Team 2015), in modo da creare uno strumento adattabile e speditivo per estendere i calcoli a altre zone all'interno dell'area, nell'ottica di un suo futuro utilizzo per la calibrazione delle metodologie di stima dei parametri dendrometrici forestali su tutta l'area interessata.

Nella Figura 6.6 a p. 147 è visibile un dettaglio del modello digitale delle chiome definitivo su un'area campione. La procedura di estrazione è risultata funzionale agli obiettivi dello studio, in quanto, tramite la combinazione della classificazione dell'ortofoto e le elaborazioni sui file di tipo raster, sono state escluse dalla mappa arborea con buona precisione le superfici non coperte da vegetazione arborea o in via di rinnovazione.

È stata testata con successo l'applicazione degli algoritmi per l'estrazione delle altezze dei popo-

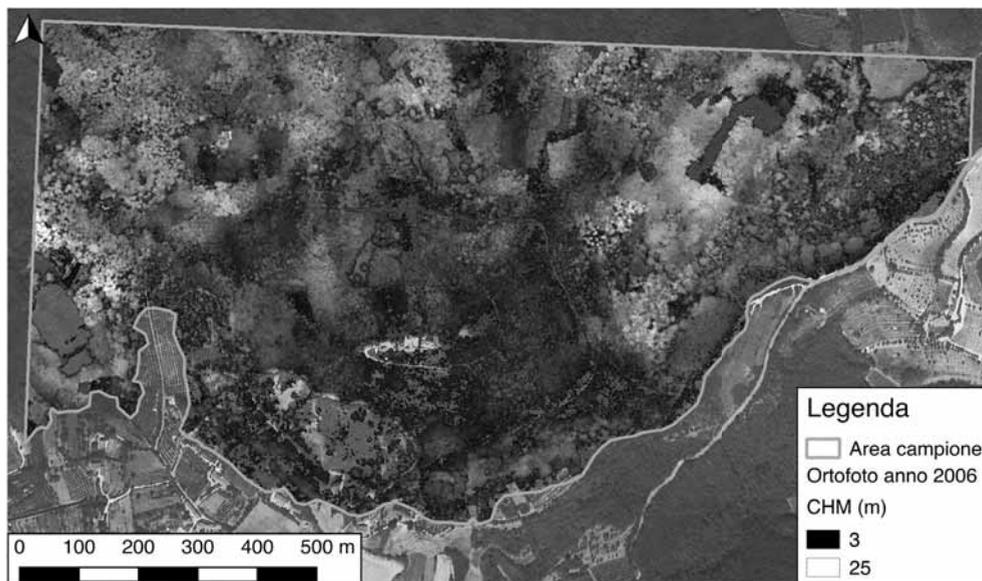


Figura 6.6. Dettaglio del modello digitale delle chiome filtrato, escludendo altezze inferiori a 3 m.

lamenti arborei studiati, implementando approcci di tipo *tree based* e *area based* (§ 6.4.4). Anche in questo caso, i processi di elaborazione dei dati sviluppati in ambiente GIS sono stati implementati tramite il software R (R Core Team 2015), in modo da consentire l'estrazione automatizzata e mirata dei parametri dendrometrici, su aree di saggio distribuite all'interno dell'area di studio.

Nella Figura 6.7 a p. 148 sono rappresentati i punti corrispondenti agli apici arborei individuati dagli algoritmi applicati al modello digitale delle chiome. Il *layer* vettoriale prodotto permette il calcolo di statistiche utili alle operazioni di inventariazione forestale, quali la stima del numero di individui ad ettaro e le altezze medie e dominanti dei popolamenti studiati.

Durante l'implementazione degli algoritmi per l'individuazione degli apici arborei si è notato che i risultati ottenuti in termini di omissione e di sovrastima degli individui (un dettaglio della carta ottenuta è visibile in Figura 6.8 a p. 148), tramite confronto visivo con le ortofoto, sono molto sensibili alle variazioni dei parametri che costituiscono la funzione determinante l'ampiezza della finestra mobile implementata dall'algoritmo.

Per quanto riguarda la stima del grado di copertura delle chiome (Figura 6.9, p. 149), i risultati ottenuti mostrano la loro potenzialità nell'evidenziare le zone boscate in cui la continuità delle chiome è interrotta. Anche tale tipologia di mappa risulta particolarmente utile all'inventario forestale, in quanto diversi studi hanno

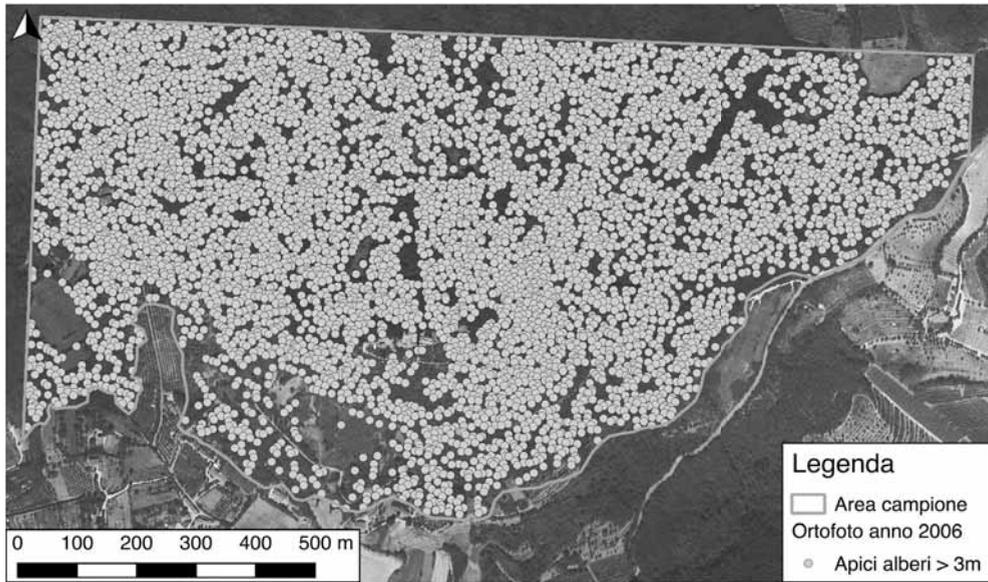


Figura 6.7. Apici degli individui arborei individuati.

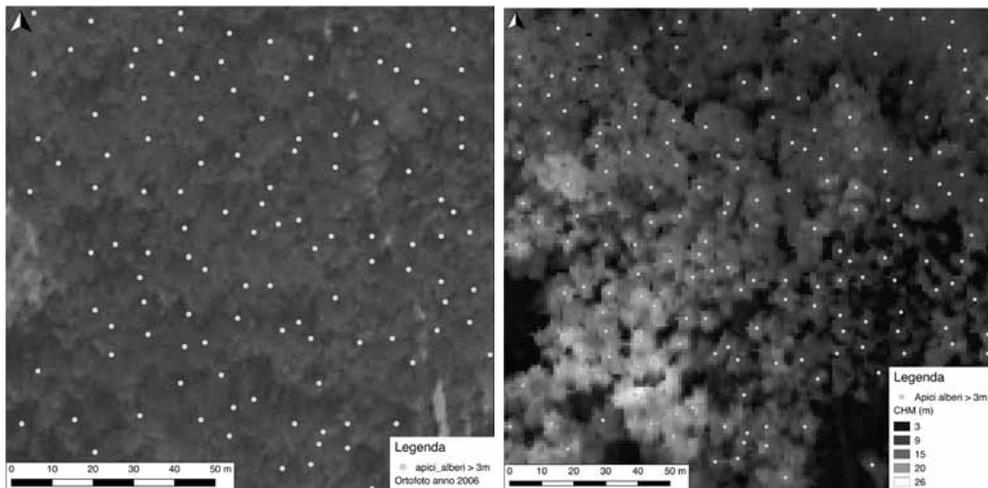


Figura 6.8. Dettaglio del modello digitale delle chiome e individui arborei individuati tramite l'algoritmo spiegato nel testo.

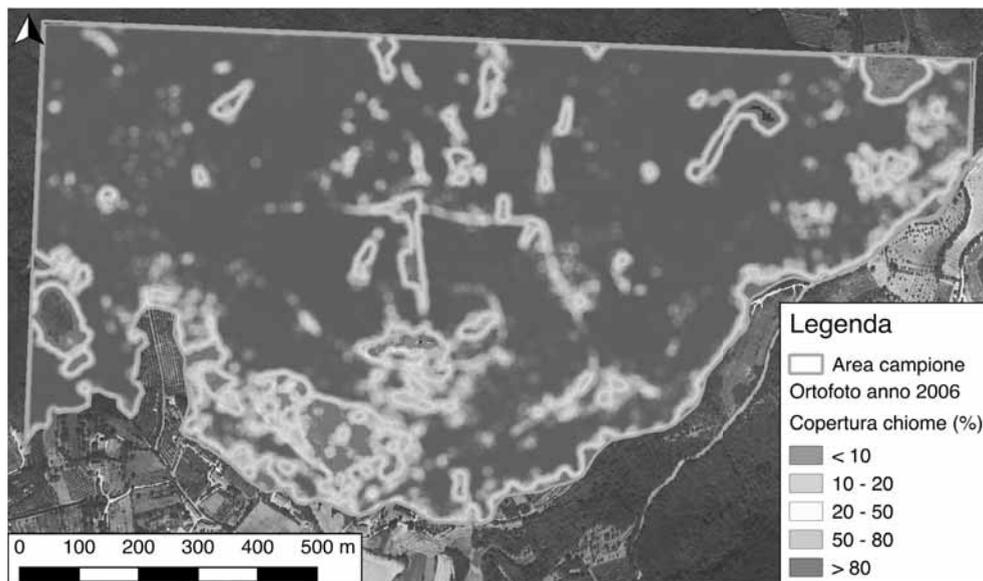


Figura 6.9. Mappa della copertura delle chiome.

dimostrato la presenza di relazioni del grado di copertura delle chiome con il diametro degli individui arborei, parametro fondamentale per la cubatura dei lotti forestali, oltre che con la fertilità stagionale.

Di particolare interesse, in quanto relative a parametri di diretto utilizzo al fine di ottenere stime del volume, risultano le mappe della distribuzione delle altezze ottenute con l'applicazione degli approcci *area based* e *tree based*, visibili rispettivamente nella Figura 6.10 e nella Figura 6.11 a p. 150. La prima differenza che risulta tra le due mappe, apprezzabile anche visivamente, è una stima di valori di altezza media nettamente più alta nel caso dell'approccio *tree based*. Questo, come già riscontrato da altri studi, è dovuto al fatto che, mentre nel caso dell'approccio *area based* la stima delle altezze viene effettuata a partire dai valori di tutti i pixel presenti sulla superficie (§ 6.2.2), nel caso dell'approccio *tree based* vengono mediati i valori di altezza relativi agli apici arborei, tralasciando perciò quelli per definizione più bassi legati alla parte restante delle chiome (§ 6.2.1).

Una seconda osservazione è relativa al fatto che la mappa generata dall'approccio *area based* sembra individuare più efficacemente i vuoti nella copertura arborea, mentre l'approccio *tree based* stima valori di altezza non realistici anche su tali superfici. Tale differenza è dovuta alla tipologia di interpolazione utilizzata nel secondo caso per la stima delle altezze medie, definita "Inverse Distance Weighting".

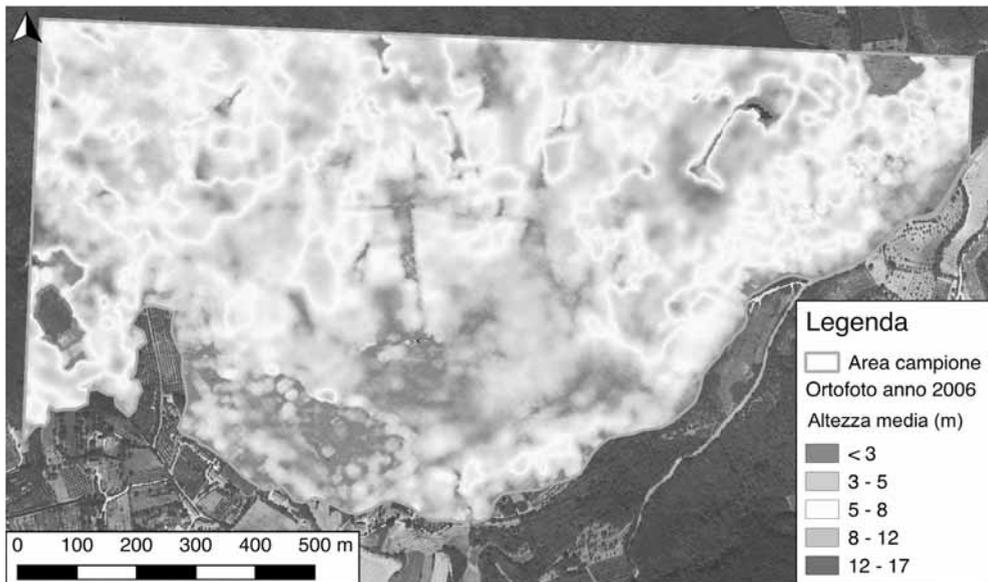


Figura 6.10. Mappa dell'altezza media delle chime ottenuta con un approccio *area based*.

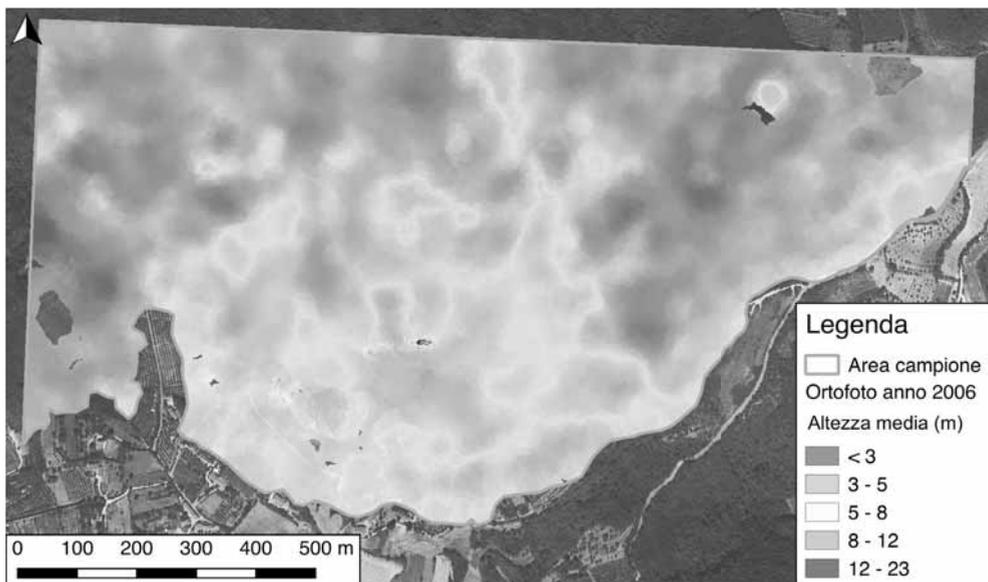


Figura 6.11. Mappa dell'altezza media delle chime ottenuta con un approccio *tree based*.

Essa fornisce valori mediati in modo inversamente proporzionale alla distanza fra il valore noto e il punto di stima, colmando così anche superfici che effettivamente non presentano valori di altezza. Tale errore può però essere facilmente rimediato tramite la sovrapposizione della carta dei vuoti, che rappresenta le superfici sulle quali non è presente copertura boschiva.

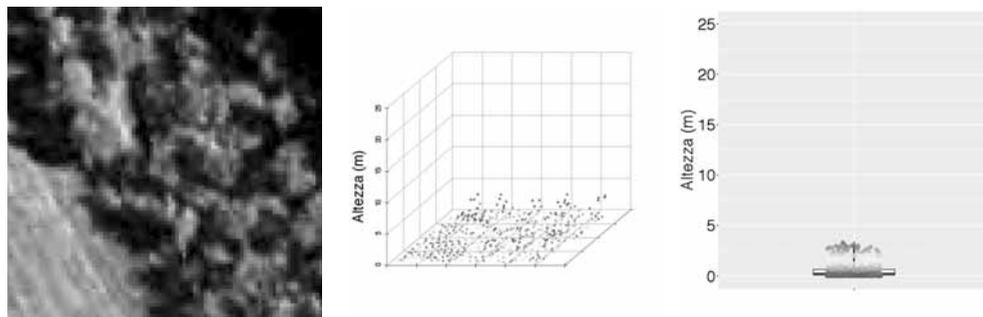
Tuttavia, nonostante le differenze osservate tra le due mappe prodotte, esiste una relazione di tipo lineare piuttosto determinante (valore di $R^2=0,91$) tra le altezze medie stimate all'interno delle aree di saggio individuate con i due diversi approcci. L'approfondimento di tale relazione potrebbe essere utile al fine di un confronto con dati rilevati in campo, per riuscire a comprendere la tipologia di altezza che meglio si riesce a stimare con i due approcci (altezza dominante piuttosto che altezza media, ad esempio); l'influenza della presenza di matricine all'interno di aree di saggio poste in popolamenti gestiti a ceduo e la differenza della stima delle altezze tra questi ultimi e i popolamenti gestiti a fustaia.

Infine, i due approcci richiedono in genere sforzi maggiori in fasi differenti della stima: l'approccio *tree based* richiede lo sviluppo di algoritmi più elaborati, mentre l'approccio *area based* richiede una calibrazione più impegnativa sui dati raccolti in campo. Emerge dunque la necessità di investigare quale dei due approcci è in grado di fornire, in relazione all'efficacia di stima e all'errore ammesso, la soluzione più adatta per la tipologia di popolamenti in esame e soprattutto procedimenti di stima più rapidi ed economici.

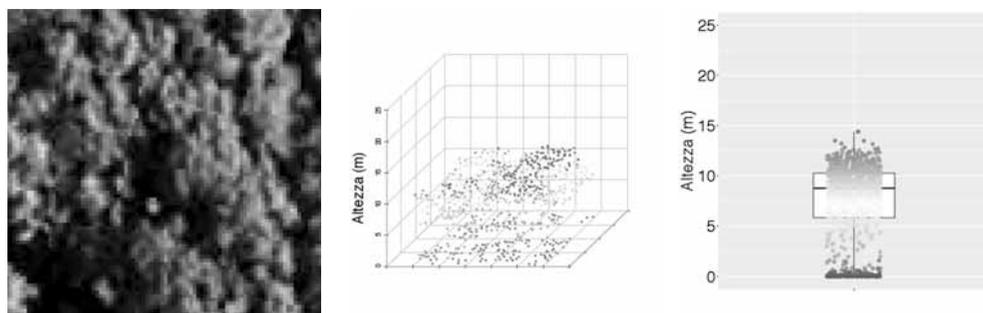
6.5.2 Analisi della struttura verticale

Nella Figura 6.12 a p. 152 sono riportati i parametri calcolati su tre aree di saggio che presentano caratteri strutturali differenti, affiancati all'ortofoto corrispondente. Il modello tridimensionale visibile nella colonna centrale permette di apprezzare la distribuzione nello spazio delle superfici rilevate, mentre nel diagramma sulla parte destra è possibile osservare la distribuzione verticale delle chiome arboree.

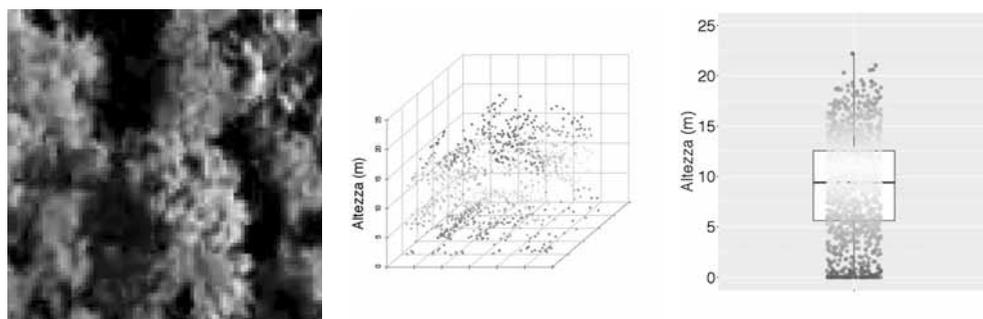
I risultati ottenuti dimostrano che è possibile descrivere i popolamenti boschivi euganei a partire da dati di tipo LiDAR. La tipologia di dato fornito si è dimostrata valida ai fini della caratterizzazione strutturale dei boschi a livello di area di saggio, fornendo una solida base per studi a livello di paesaggio. La densità dei punti, in media due al metro quadro, non permette di effettuare elaborazioni accurate dal punto di vista strutturale a livello di singolo albero, ma si è rivelata valida ai fini degli obiettivi posti dal presente lavoro. È stato infatti possibile ricavare i parametri descrittivi dei popolamenti boschivi che in letteratura sono più frequentemente e con maggiore affidabilità relazionati a diversi indici di biodiversità specifica animale.



copertura = 12% copertura 1,3-5 m = 12% copertura 5-10 m = 0%
copertura 10-25 m = 0% hmax=3,30 m hdevst = 0,72 m



copertura = 84% copertura 1,3-5 m = 5% copertura 5-10 m = 50%
copertura 10-25 m = 29% hmax = 14,39 m hdevst = 3,77 m



copertura = 90% copertura 1,3-5 m = 12% copertura 5-10 m = 34%
copertura 10-25 m = 45% hmax = 22,20 m hdevst = 4,92 m

Figura 6.12. Parametri di struttura delle chiome arboree estrapolati dalla nuvola di punti LiDAR su tre aree di saggio di 20 m × 20 m (h = altezza delle piante, devst = deviazione standard).

La distanza temporale tra l'epoca di produzione dei dati (anno 2007) e la stesura del presente lavoro non ha consentito la realizzazione di studi mirati al raffronto tra i parametri descrittivi estrapolati dalla nuvola di punti e rilievi di campo che descrivono la presenza e la diffusione di determinate specie animali. Tuttavia, numerosi studi dimostrano la grande utilità dei dati ricavanti con il metodo LiDAR per la conservazione e la gestione degli habitat. La disponibilità di rilievi aggiornati è di grande interesse al fine di testare e sviluppare nuovi approcci al monitoraggio delle specie all'interno dei siti protetti della Rete Natura 2000.

Bibliografia

- Andrich, O., Abramo, E. (2001). Piano di Riordino Forestale del territorio forestale del Parco Regionale dei Colli Euganei. Relazione tecnica. Parco Regionale dei Colli Euganei, Este (PD).
- Angelini, P., Casella, L., Grignetti, A., Genovesi, P. (a cura di) (2016). Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: habitat. ISPRA, Roma.
- Arrhenius, O. (1921). Species and area. *Journal of Ecology* 9: 95-99.
- Asturnatura (2018). Insectos. Reproducción y metamorfosis. Asturnatura.com, Spagna. [online 03/05/18] URL: <https://www.asturnatura.com/insectos/reproduccion-metamorfosis.html>.
- Badenhausser, I., Amouroux, P., Lerin, J., Bretagnolle, V. (2009). Acridid (Orthoptera: Acrididae) abundance in Western European Grasslands: sampling methodology and temporal fluctuations. *Journal of Applied Entomology* 133: 720-732.
- Balmer, O., Erhardt, A. (2000). Consequences of grasslands for succession central on extensively butterfly grazed european communities: rethinking conservation practices. *Conservation Biology* 14: 746-757.
- Barbati, A., Corona, P. (2014). Grado di infiammabilità e carico di combustibile delle cenosi forestali italiane. In: Bovio, G., Corona, P., Leone, V. (a cura di), Gestione selvicolturale dei combustibili forestali per la prevenzione degli incendi boschivi. Compagnia delle Foreste, Arezzo, pp. 17-23.
- Béguinot, A. (1909). Flora Padovana, ossia prospetto floristico e fitogeografico delle piante vascolari indigene, inselvatiche o largamente coltivate crescenti nella Provincia di Padova, con notizie storico-bibliografiche sulle fonti della flora ed illustrata da 20 tavole. Parte 1a. Premiata Società Cooperativa Tipografica, Padova.
- Bernetti, G. (1995). Selvicoltura speciale. Unione Tipografico-Editrice Torinese, Torino.
- Biondi, E., Ballelli, S., Allegrezza, M., Zuccarello, V. (1995). La vegetazione dell'ordine Brometalia erecti Br.-Bl. 1936 nell'Appennino (Italia). *Fitosociologia* 30: 3-45.

- Biondi, E., Blasi, C., Burrascano, S., Casavecchia, S., Copiz, R., Del Vico, E., Galdenzi, D., Gigante, D., Lasen, C., Spampinato, G., Venanzoni, R., Zivkovic, L. (2010). Manuale Italiano di interpretazione degli habitat della Direttiva 92/43/CEE. Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare, Roma. [online 16/09/18] URL: <http://vnr.unipg.it/habitat/index.jsp>.
- Bonato, L., Uliana, M., Beretta, S. (2014). Farfalle del Veneto. Atlante distributivo. Regione del Veneto, Venezia.
- Bonato, L., Zamprognò, E., Bettiol, K., Zamprognò, B., Uliana, M. (2009). Le comunità di farfalle diurne (Papilionoidea e Hesperioidea) negli ambienti aridi ripari del Piave nel suo settore prealpino (Nord-Est Italia). De Rerum Natura: Quaderni del Museo di storia naturale e archeologia di Montebelluna 5: 23-45.
- Bozon, N., Grossi, J.-L. (1993). Processus d'enfrichement et successions végétales post-culturelles en zone de montagne: approche pluridisciplinaire et pluriscalaire. Colloques Phytosociologique 20: 175-188.
- Braun-Blanquet, J. (1928). Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Springer, Wien.
- Broughton, R.K., Hinsley, S.A., Bellamy, P.E., Hill, R.A., Rothery, P. (2006). Marsh Tit *Poecile palustris* territories in a British broad-leaved wood. Ibis 148: 744-752.
- Brückmann, S.V., Krauss, J., Steffan, Dewenter, I. (2010). Butterfly and plant specialists suffer from reduced connectivity in fragmented landscapes. Journal of Applied Ecology 47: 799-809.
- Calaciura, B., Spinelli, O. (2008). Management of Natura 2000 habitats. 6210 Semi-natural dry grasslands and scrubland facies on calcareous substrates (*Festuco-Brometalia*) (*important orchid sites). European Commission, Strasbourg. [online 24/09/18] URL: http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/6210_Seminatural_dry_grasslands.pdf.
- Campagnaro, T., Brundu, G., Sitzia, T. (2018). Five major invasive alien tree species in European Union forest habitat types of the Alpine and Continental biogeographical regions. Journal for Nature Conservation 43: 227-238.
- Caniglia, G., Geremia, A., Busnardo, G. (1995). La vegetazione dei Colli Asolani sud-occidentali (Treviso). Fitosociologia 29: 103-114.
- Chen, Q., Baldocchi, D., Gong, P., Kelly, M. (2006). Isolating individual trees in a savanna woodland using small footprint lidar data. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 72: 923-932.
- Clawges, R., Vierling, K., Vierling, L., Rowell, E. (2008). The use of airborne lidar to assess avian species diversity, density, and occurrence in a pine/aspen forest. Remote Sensing of Environment 112: 2064-2073.
- Cogo, A., Zanaica, D., Fontana, P. (2002). Nuovo contributo alla conoscenza degli Ortotteroidei del Parco Regionale dei Colli Euganei (Italia nord-orientale). (Insecta Blattaria, Mantodea, Orthoptera, Dermaptera, Embiidina). Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale di Venezia 53: 109-147.

- Commissione Europea (2004). Report from the Commission on the implementation of the Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora [SEC(2003)1478] COM/2003/0845 FINAL. European Union, Brussels.
- Conedera, M., Tinner, W., Krebs, P., de Rigo, D., Caudullo, G. (2016). *Castanea sativa* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (a cura di) European atlas of forest tree species. Publications Office of the European Union, Luxembourg, pp. 78-79.
- Contarini, N. (1843). Cataloghi degli uccelli e degli insetti delle provincie di Padova e Venezia. Baseggio, Bassano del Grappa (VI).
- Coomes, D.A., Dalponte, M., Jucker, T., Asner, G.P., Banin, L.F., Burslem, D.F.R.P., Lewis, S.L., Nilus, R., Phillips, O.L., Phua, M.-H., Qie, L. (2017). Area-based vs tree-centric approaches to mapping forest carbon in Southeast Asian forests from airborne laser scanning data. *Remote Sensing of Environment* 194: 77-88.
- Coops, N.C., Tompaski, P., Nijland, W., Rickbeil, G.J.M., Nielsen, S.E., Bater, C.W., Stadt, J.J. (2016). A forest structure habitat index based on airborne laser scanning data. *Ecological Indicators* 67: 346-357.
- Cousins, S.A.O., Ohlson, H., Eriksson, O. (2007). Effects of historical and present fragmentation on plant species diversity in semi-natural grasslands in Swedish rural landscapes. *Landscape Ecology* 22: 723-730.
- De Caceres, M., Jansen, F. (2016). *indicpecies*: relationship between species and groups of sites. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. [online 23/09/18] URL: <https://cran.r-project.org/web/packages/indicpecies/index.html>.
- Debinski, D.M., Ray, C., Saveraid, E.H. (2001). Species diversity and the scale of the landscape mosaic: Do scales of movement and patch size affect diversity? *Biological Conservation* 98: 179-190.
- Del Favero, R. (2000). Biodiversità e indicatori nei tipi forestali del Veneto. Regione del Veneto, Venezia Mestre.
- Del Favero, R., Andrich, O., Carraro, G. (1998a). Norme per la redazione dei piani di riordino forestale. Direzione Regionale Foreste ed Economia Montana, Regione del Veneto, Venezia.
- Del Favero, R., Poldini, L., Bortoli, P.L., Dreossi, G., Lasen, C., Vanone, G. (1998b). La vegetazione forestale e la selvicoltura nella Regione Friuli-Venezia Giulia. Regione Autonoma Friuli-Venezia Giulia, Direzione Regionale delle Foreste, Servizio della Selvicoltura, Udine.
- DG Environment (2017). Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes and guidelines for the period 2013-2018. European Commission, DG Environment, Brussels.
- Dufrène, M., Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.

- EEA (2018). Copernicus land portal - CORINE Land Cover. European Environment Agency, Copenhagen. [online 11/09/18] URL: <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>.
- EIONET (2014). Reference Portal for Natura 2000. European Environment Agency, Copenhagen. [online 17/09/18] URL: https://bd.eionet.europa.eu/activities/Natura_2000/reference_portal.
- EIONET (2018). Reference portal for reporting under Article 17 of the Habitats Directive. European Environment Agency, Copenhagen. [online 23/09/18] URL: http://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17.
- Ellenberg, H. (1974). Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica* 18: 9-166.
- Ercole, S., Giacanelli, V., Bacchetta, G., Fenu, G., Genovesi, P. (a cura di) (2016). Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie vegetali. ISPRA, Roma.
- European Commission (2000). Communication from the Commission on the precautionary principle. European Commission, Brussels.
- European Commission (2005). Assessment, monitoring and reporting of conservation status - Preparing the 2001-2007 report under Article 17 of the Habitats Directive (DocHab-04-03/03 rev.3). European Commission, Brussels.
- European Commission (2007). Guidance document on Article 6(4) of the 'Habitats Directive' 92/43/EEC. European Commission, Brussels.
- European Commission (2012). Commission note on setting conservation objectives of Natura 2000 sites, Doc. Hab. 12-04/06. European Commission, Brussels.
- European Commission (2013). Interpretation manual of European Union habitats. European Commission, DG Environment, Brussels.
- European Commission (2017). Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes and guidelines for the period 2013-2018. European Commission, Brussels.
- European Environment Agency (1995-2014). Natura 2000 Network Viewer. European Environment Agency, Copenhagen. [online 30/05/18] URL: <http://natura2000.eea.europa.eu/>.
- Evans, D., Arvela, M. (2011). Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007-2012. Final Version. European Topic Centre on Biological Diversity, Paris.
- Fantinato, E., Giovanetti, M., Del Vecchio, S., Buffa, G. (2016). Altitudinal patterns of floral morphologies in dry calcareous grasslands. *Plant Sociology* 53: 83-90.
- Ferguson, C.W. (1959). Annual rings in big sagebrush, *Artemisia tridentata*. Tesi di dottorato di ricerca. The University of Arizona, Tucson.
- Flores, C., Poisot, T., Valverde, S., Weitz, J. (2014). Nestedness. *BiMat*. [online 01/09/18] URL: <https://bimat.github.io/alg/nestedness.html>.

- Fontana, P., Buzzetti, F.M., Cogo, A., Odé, B. (2002). Guida al riconoscimento e allo studio di cavallette, grilli, mantidi e insetti affini del Veneto. Museo Naturalistico Archeologico di Vicenza, Vicenza.
- Fuller, R.J. (1995). Bird life of woodland and forest. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gallo, F., Beretta, S., Salogni, G., Bonato, L. (2015). Partial separation of climatic niche between two cryptic species of Leptidea (Lepidoptera: Pieridae) in the Alpine-Adriatic region. *Italian Journal of Zoology* 82: 573-581.
- Galvagni, A. (1956). Primo contributo alla conoscenza degli Ortotteroidei dei Colli Euganei (Veneto). *Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona* 5: 337-359.
- Gambino, R. (2015). La convenzione europea del paesaggio (CEP): dall'osservazione all'attuazione. Istituto Nazionale di Urbanistica, Roma. [online 23/09/18] URL: http://www.inu.it/wp-content/uploads/Gambino_paesaggio.pdf.
- Gardiner, T., Hill, J., Chesmore, D. (2005). Review of the methods frequently used to estimate the abundance of Orthoptera in grassland ecosystems. *Journal of Insect Conservation* 9: 151-173.
- Garfi, G., Veltri, A., Callegari, G., Iovino, F. (2006). Effetti della ceduzione sulle perdite di suolo in popolamenti di castagno della Catena Costiera Cosentina (Calabria). *L'Italia Forestale e Montana* 6: 507-531.
- Genovesi, P., Angelini, P., Bianchi, E., Dupré, E., Ercole, S., Giacanelli, V., Ronchi, F., Stoch, F. (2014). Specie e habitat di interesse comunitario in Italia: distribuzione, stato di conservazione e trend. ISPRA, Roma.
- Geoportale Nazionale (2017). Online the new procedure for the request of Lidar Data and / or interferometric PS. Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare, Roma. [online 16/09/18] URL: http://www.pcn.minambiente.it/mattm/en/online-the-new-procedure-for-the-request-of-lidar-data-and_or-interferometric-ps/.
- Goerndt, M.E., Monleon, V., Temesgen, H. (2010). Relating forest attributes with area based and tree-based LiDAR metrics for western Oregon. *Western Journal of Applied Forestry* 25: 105-111.
- Goetz, S., Steinberg, D., Dubayah, R., Blair, B. (2007). Laser remote sensing of canopy habitat heterogeneity as a predictor of bird species richness in an eastern temperate forest, USA. *Remote Sensing of Environment* 108: 254-263.
- Gondard, H., Romane, F., Santa Regina, I., Leonardi, S. (2006). Forest management and plant species diversity in chestnut stands of three Mediterranean areas. *Forest Diversity and Management* 15: 1129-1142.
- Gruppo di Lavoro Specie Esotiche della Regione Piemonte (2014). Scheda monografica *Robinia pseudoacacia*. Regione Piemonte, Torino. [online 11/05/19] URL: https://www.regione.piemonte.it/web/sites/default/files/media/documenti/2019-02/robinia_pseudoacacia_2016.pdf.

- Guo, X., Coops, N.C., Tompalski, P., Nielsen, S.E., Bater, C.W., John Stadt, J. (2017). Regional mapping of vegetation structure for biodiversity monitoring using airborne lidar data. *Ecological Indicators* 38: 50-61.
- Habel, J.C., Dengler, J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C., Wiezik, M. (2013). European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 22: 2131-2138.
- Hall, L.S., Krausman, P.R., Morrison, M.L. (1997). The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25: 173-182.
- Hanski, I. (1994). A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* 63: 151-162.
- Hartigan, J.A., Wong, M.A. (1979). Algorithm AS 136: A K-means clustering algorithm. *Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics)* 28: 100-108.
- Hassler, M. (2018). *Artemisia alba* World Plants: Synonymic Checklists of the Vascular Plants of the World (version: April 2018). In: Roskov, Y., Abucay, L., Orrell, T., Nicolson, D., Bailly, N., Kirk, P., Bourgoin, T., DeWalt, R.E., Decock, W., De Wever, A., van Nieuwerkerken, E., Zarucchi, J., Penev, L. (a cura di) Species 2000 & ITIS Catalogue of Life. Species 2000, Naturalis, Leiden. [online 30.05.18] URL: <http://www.catalogueoflife.org/col>.
- Hojo, M.K., Wada-Katsumata, A., Akino, T., Yamaguchi, S., Ozaki, M., Yamaoka, R. (2009). Chemical disguise as particular caste of host ants in the ant inquiline parasite *Niphanda fusca* (Lepidoptera: Lycaenidae). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276: 551-558.
- Kaltenrieder, P., Procacci, G., Vannièrè, B., Tinner, W. (2010). Vegetation and fire history of the Euganean Hills (Colli Euganei) as recorded by Lateglacial and Holocene sedimentary series from Lago della Costa (northeastern Italy). *The Holocene* 20: 679-695.
- Koch, B. (2010). Status and future of laser scanning, synthetic aperture radar and hyperspectral remote sensing data for forest biomass assessment. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 65: 581-590.
- Koch, B., Edwards, P.J., Blanckenhorn, W.U., Walter, T., Hofer, G. (2015). Shrub encroachment affects the diversity of plants, butterflies, and grasshoppers on two swiss subalpine pastures. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 47: 345-357.
- Kokott, J. (2004). Case C-127/02 Opinion of advocate general Kokott delivered on 29 January 2004. *European Court Reports 2004 I-07409*. European Court of Justice, Luxembourg. [online 15/11/15] URL: <http://curia.europa.eu/juris/celex.jsf?celex=62002CC0127&lang1=en&lang2=DE&type=TXT&ancre=>.
- La Fauci, A., Mercurio, R. (2008). Caratterizzazione della necromassa in cedui di castagno (*Castanea sativa* Mill.) in Aspromonte. *Forest@* 5: 92-99.
- Landolt, E., Bäumler, B., Erhardt, A., Hegg, O., Klötzli, F., Lämmler, W., Nobis, M., Rudmann-Maurer, K., Schweingruber, F., Theurillat, J.P., Urmi, E. (2010). *Flora indicativa*. Haupt Verlag, Bern.

- Lasen, C. (1995). Note sintassonomiche e corologiche sui prati aridi del massiccio del Grappa. *Fitosociologia* 30: 181-199.
- Lasen, C., Poldini, L., Biondi, E. (2010). 62A0: Formazioni erbose secche della regione submediterranea orientale (*Scorzoneretalia villosae*). Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare, Roma. [online 01/10/18] URL: <http://vnr.unipg.it/habitat/cerca.do?formato=stampa&idSegnalazione=107>.
- Latifi, H., Fassnacht, F.E., Müller, J., Tharani, A., Dech, S., Heurich, M. (2015). Forest inventories by LiDAR data: A comparison of single tree segmentation and metric-based methods for inventories of a heterogeneous temperate forest. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 42: 162-174.
- MacArthur, E.H., Wilson, E.O. (1963). An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387.
- Maggio, A., Rosselli, S., Bruno, M., Spadaro, V., Raimondo, F.M., Senatore, F. (2012). Chemical composition of essential oil from Italian populations of *Artemisia alba* Turra (Asteraceae). *Molecules* 17: 10232-10241.
- Maltamo, M., Næsset, E., Vauhkonen, J. (a cura di) (2014). *Forestry applications of airborne laser scanning. Concepts and case studies*. Springer, Dordrecht.
- Manetti, M.C., Becagli, C., Carbone, F., Corona, P., Giannini, T., Romano, R., Pelleri, F. (2017). *Linee guida per la selvicoltura dei cedui di castagno*. Rete Rurale Nazionale, Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, Roma.
- Marini, L., Fontana, P., Battisti, A., Gaston, K.J. (2009a). Agricultural management, vegetation traits and landscape drive orthopteran and butterfly diversity in a grassland-forest mosaic: A multi-scale approach. *Insect Conservation and Diversity* 2: 213-220.
- Marini, L., Fontana, P., Klimek, S., Battisti, A., Gaston, K.J. (2009b). Impact of farm size and topography on plant and insect diversity of managed grasslands in the Alps. *Biological Conservation* 142: 394-403.
- Marziliano, P.A., Iovino, F., Menguzzato, G., Scalise, C., Nicolaci, A. (2013). Aspetti dendroauxometrici, assortimentali e caratteristiche della necromassa in cedui di castagno. *Forest@* 10: 14-25.
- Masin, R., Tietto, C. (2006). Flora vascolare della Provincia di Padova (Italia Nord-Orientale). *Natura Vicentina* 9: 7-103.
- Massa, B., Fontana, P., Buzzetti, F.M., Kleukers, R., Odé, B. (2012). Orthoptera. *Fauna d'Italia*. Vol. XLVIII. Calderini, Bologna.
- Masutti, L., Battisti, A. (2007). *La gestione forestale per la conservazione degli habitat della Rete Natura 2000. Regione del Veneto, Accademia Italiana di Scienze Forestali*, Venezia.
- Mattioli, W., Mancini, L., Portoghesi, L., Corona, P. (2016). Biodiversity conservation and forest management: The case of the sweet chestnut coppice stands in Central Italy. *Plant Biosystems* 150: 592-600.

- Mazzetti, A. (2002). La flora dei Colli Euganei. Cierre edizioni/Canova, Caselle di Sommacampagna (VR).
- Moilanen, A., Nieminen, M. (2002). Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology* 4: 1131-1145.
- Montagnoli, A., Fusco, S., Terzaghi, M., Kirschbaum, A., Pflugmacher, D., Cohen, W.B., Scippa, G.S., Chiatante, D. (2015). Estimating forest aboveground biomass by low density lidar data in mixed broad-leaved forests in the Italian Pre-Alps. *Forest Ecosystems* 2: 10.
- Negrisolò, E., Calore, F. (1997). Contributo alla conoscenza della lepidotterofauna euganea. 9 *Insecta: Lepidoptera*. Società Veneziana di Scienze Naturali - Lavori 22: 15-24.
- Negrisolò, E., Calore, F. (1999). Nuovi dati sui lepidotteri diurni dei Colli Euganei e considerazioni generali sul popolamento dell'area. Società Veneziana di Scienze Naturali - Lavori 22: 15-24.
- Negrisolò, E., Uliana, M. (2006). Nuovi dati sui Ropaloceri dei Colli Euganei. Società Veneziana di Scienze Naturali - Lavori 31: 116-117.
- Nelson, R., Keller, C., Ratnaswamy, M. (2005). Locating and estimating the extent of Delmarva fox squirrel habitat using an airborne LiDAR profiler. *Remote Sensing of Environment* 96: 292-301.
- Öckinger, E., Bergman, K.-O., Franzén, M., Kadlec, T., Krauss, J., Kuussaari, M., Pöyry, J., Smith, H.G., Steffan-Dewenter, I., Bommarco, R. (2012). The landscape matrix modifies the effect of habitat fragmentation in grassland butterflies. *Landscape Ecology* 27: 121-131.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H., Wagner, H. (2015). *vegan: Community Ecology Package*. R Foundation for Statistical Computing, Wien. [online 23/09/18] URL: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Opdam, P.F.M., Broekmeyer, M.E.A., Kistenkas, F.H. (2009). Identifying uncertainties in judging the significance of human impacts on Natura 2000 sites. *Environmental Science and Policy* 12: 912-921.
- Peña, J.M., Lozano, J.A., Larrañaga, P. (1999). An empirical comparison of four initialization methods for the K-means algorithm. *Pattern Recognition Letters* 20: 1027-1040.
- Pignatti, G., De Natale, F., Gasparini, P., Paletto, A. (2009). Il legno morto nei boschi italiani secondo l'Inventario Forestale Nazionale. *Forest@* 6: 365-375.
- Pignatti, S. (1982). *Flora d'Italia*. Edagricole, Bologna.
- Pignatti, S. (2005). Valori di bioindicazione delle piante vascolari della flora d'Italia. *Braun-Blanquetia* 39: 1-102.
- Pirotti, F., Grigolato, S., Lingua, E., Sitzia, T., Tarolli, P. (2012). Laser scanner applications in forest and environmental sciences. *Italian Journal of Remote Sensing* 44: 109-123.

- Plowright, A. (2018). ForestTools: Analyzing Remotely Sensed Forest Data. R Foundation for Statistical Computing, Wien. [online 27/09/18] URL: <https://cran.r-project.org/web/packages/ForestTools/index.html>.
- Pollard, E., Yates, T.J. (1993). Monitoring butterflies for ecology and conservation. Chapman & Hall, London.
- Popescu, S.C., Wynne, R.H. (2004). Seeing the trees in the forest: using lidar and multispectral data fusion with local filtering and variable window size for estimating tree height. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 70: 589-604.
- Preston, F.W. (1960). Time and space and the variation of species. *Ecology* 41: 612-627.
- QGIS Development Team (2018). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation, Zürich. [online 16/09/18] URL: <http://qgis.osgeo.org>.
- Quatrini, V., Mattioli, W., Romano, R., Corona, P. (2017). Caratteristiche produttive e gestione dei cedui in Italia. *L'Italia Forestale e Montana* 72: 273-313.
- R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Wien. [online 15/09/18] URL: <https://www.R-project.org/>.
- Regione del Veneto (2014). Analisi delle dinamiche evolutive dei popolamenti forestali. Regione del Veneto, Venezia. [online 11/09/18] URL: <http://www.regione.veneto.it/web/agricoltura-e-foreste/analisi-delle-dinamiche-evolutive-dei-popolamenti-forestali>.
- Regione del Veneto (2017). L.R. n. 28/76 - Formazione della Carta Tecnica Regionale. Regione del Veneto, Venezia. [online 11/09/18] URL: <https://www.regione.veneto.it/web/ambiente-e-territorio/geoportale>.
- Romão, C., Graf, A., Naumann, S., McKenna, D., Gerdes, H., Evans, D., Richard, D., Bailly, J., Gaudillat-Sipkova, M., Gaudillat-Sipkova, Z., Ieronymidou, C., Langhout, W. (2015). State of nature in the EU - Results from reporting under the nature directives 2007-2012. European Environment Agency, Luxembourg.
- Rossi di Schio, E., Ponchia, R. (2008). *Farfalle dei Colli Euganei*. Sapi, Padova.
- Silva, C.A., Crookston, N.L., Hudak, A.T., Vierling, L.A. (2015). rLiDAR: LiDAR Data Processing and Visualization. R package version 0.1. R Foundation for Statistical Computing, Wien. [online 27/09/18] URL: <http://CRAN.R-project.org/package=rLiDAR>.
- Simberloff, D., Abele, L.G. (1982). Refuge design and island biogeography theory: effects of fragmentation. *The American Naturalist* 120: 41-50.
- Simberloff, D., Martin, J.-L. (1991). Nestedness of insular avifaunas: simple summary statistics masking complex species patterns. *Ornis Fennica* 68: 178-192.
- Sitzia, T. (2009). Analisi degli habitat forestali: utilizzo del Modello Digitale delle Chiome (DCM). *Sherwood. Foreste ed Alberi Oggi* 156: 31-34.

- Sitzia, T., Campagnaro, T., Dainese, M., Cierjacks, A. (2012). Plant species diversity in alien black locust stands: A paired comparison with native stands across a north-Mediterranean range expansion. *Forest Ecology and Management* 285: 85-91.
- Sitzia, T., Campagnaro, T., Kotze, D.J., Nardi, S., Ertani, A. (2018). The invasion of abandoned fields by a major alien tree filters understory plant traits in novel forest ecosystems. *Scientific Reports* 8: 8410.
- Sitzia, T., Trentanovi, G. (2011). Muggengo meadow patches enclosed by forests in the Italian Alps: evidence of landscape legacy on plant diversity. *Biodiversity and Conservation* 20: 945-961.
- Sitzia, T., Villani, M., Zinato, T., Bolzon, P., Paolucci, P., Tempesta, T., Trentanovi, G., Viola, F. (2010). Piano di Gestione della ZPS IT3260017 Colli Euganei - Monte Lozzo - Monte Ricco. Parco Regionale dei Colli Euganei, Este.
- Sitzia, T., Viola, F. (2005). Valutazione del rischio ecologico nei Siti di Importanza Comunitaria: il caso dei vegri (habitat Natura 2000 6210) nel Parco Naturale Regionale dei Colli Euganei (Padova, Nord Italia). In: Corona, P., Iovino, F., Maetzke, F., Marchetti, M., Menguzzato, G., Nocentini, S., Portoghesi, L. (a cura di) *Foreste Ricerca Cultura. Scritti in onore di Orazio Ciancio*. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, pp. 497-512.
- Snodgrass, R.E. (1930). *Insects. Their ways and means of living*. Smithsonian Institution Series, Inc., New York.
- Stevens, C.J., Duprè, C., Dorland, E., Gaudnik, C., Gowing, D.J.G., Bleeker, A., Diekmann, M., Alard, D., Bobbink, R., Fowler, D., Corcket, E., Mountford, J.O., Vandvik, V., Aarrestad, P.A., Muller, S., Dise, N.B. (2010). Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental Pollution* 158: 2940-2945.
- Stoch, F., Genovesi, P. (a cura di), (2016). *Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali*. ISPRA, Roma.
- Strona, G., Fattorini, S. (2015). *NeD - Nestedness for Dummies*. Joint Research Centre, Brussels. [online 15/09/18] URL: <http://ecosoft.alwaysdata.net/>.
- Susmel, L., Famiglietti, A. (1968). *Condizioni ecologiche e attitudini culturali dei Colli Euganei*. CEDAM, Padova.
- Tabacchi, G., De Natale, F., Di Cosmo, L., Floris, A., Gagliano, C., Gasparini, P., Salvadori, I., Scrinzi, G., Tosi, V. (2007). *Le stime di superficie 2005 - Seconda parte*. CRA - Istituto Sperimentale per l'Assestamento Forestale e per l'Alpicoltura, Trento. [online 27/09/18] URL: <http://www.infoc.it>.
- Tabacchi, G., Di Cosmo, L., Gasparini, P., Morelli, S. (2011). *Stima del volume e della fitomassa delle principali specie forestali italiane. Equazioni di previsione, tavole del volume e tavole della fitomassa arborea epigea*. Consiglio per la Ri-

- cerca e la sperimentazione in Agricoltura, Unità di Ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale, Trento.
- Tasinazzo, S. (2001). I prati dei Colli Berici (Vicenza - NE Italia). *Fitosociologia* 38: 103-119.
- Terzi, M. (2015). Numerical analysis of the order *Scorzoneretalia villosae*. *Phytocoenologia* 45: 11-32.
- Tüxen, R., Ellenberg, H. (1937). Der systematische und der ökologische Gruppenwert. *Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft in Niedersachsen* 3: 171-184.
- Uliana, M. (2008). Prime segnalazioni di *Caryceus mashalli* (Butler, 1898) (Lepidoptera, Lycaenidae) nell'Italia Nord Orientale. *Società Veneziana di Scienze Naturali - Lavori* 33: 97-98.
- Vastaranta, M., Kankare, V., Holopainen, M., Yu, X., Hyypä, J., Hyypä, H. (2012). Combination of individual tree detection and area-based approach in imputation of forest variables using airborne laser data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 67: 73-79.
- Villani, M., Buffa, G., Filesi, L., Landucci, F. (2016). Note on syntaxonomy of *Bromus erectus* grasslands of Euganean hills (NE-Italy). In: Agrillo, E., Attorre, F., Spada, F., Casella, L. (a cura di), 25th Meeting of the European Vegetation Survey. European Vegetation Survey, Roma, p. 111.
- Viola, F., Lasen, C., Masin, R.R., Sitzia, T., Da Giau, C., Tizianel, L., Volpi, G., Bonato, L., Uliana, M. (2006). La salvaguardia degli habitat naturali del Parco Regionale dei Colli Euganei. Parco Regionale dei Colli Euganei, Este (PD).
- Vogeler, J.C., Hudak, A.T., Vierling, L.A., Evans, J., Green, P., Vierling, K.T. (2014). Terrain and vegetation structural influences on local avian species richness in two mixed-conifer forests. *Remote Sensing of Environment* 147: 13-22.
- Wehr, A., Lohr, U. (1999). Airborne laser scanning - an introduction and overview. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 54: 68-82.
- Wilson, E.O. (1961). The nature of the taxon cycle in the Melanesian ant fauna. *American Naturalist* 95: 169-193.
- Winter, S., Möller, G.C. (2008). Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management* 255: 1251-1261.
- Wright, D.H., Reeyes, J.H. (1992). On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. *Oecologia* 92: 416-428.
- Yu, Y., Saatchi, S., Heath, L.S., LaPoint, E., Myneni, R., Knyazikhin, Y. (2010). Regional distribution of forest height and biomass from multisensor data fusion. *Journal of Geophysical Research* 115: G00E12.

Note sugli autori

Tommaso Sitzia: ecologo e forestale, professore al Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali dell'Università di Padova; studia le interazioni tra gli organismi viventi e l'ambiente in funzione della conservazione e della pianificazione delle risorse naturali; è stato redattore del piano di gestione del sito Natura 2000 euganeo.

Thomas Campagnaro: ricercatore al Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali dell'Università di Padova, si è molto dedicato allo studio dei boschi di robinia, alla gestione di habitat forestali in aree protette e all'ecologia urbana.

Alan Crivellaro: ecologo forestale, studia la variazione della struttura microscopica delle piante per capirne il funzionamento, per contrastare il commercio illegale dei legnami e per identificare legni da scavi archeologici; è autore di atlanti sulle proprietà e sul riconoscimento dei legni.

Alessandra Di Nardo: laureata in scienze forestali e ambientali, istruttore tecnico al Settore Ambiente della Provincia di Vicenza.

Paolo Fontana: ricercatore presso la Fondazione Mach di San Michele all'Adige (Trento), entomologo, apidologo, si dedica allo studio e alla ricerca, in laboratorio e sul campo.

Simone Iacopino: dottorando di ricerca presso il Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali dell'Università di Padova, studia l'ecologia dei boschi di robinia e i motivi della sua espansione.

Roberto Rizzieri Masin: botanico, autore di numerose pubblicazioni sulla flora veneta, di cui molte dedicate al territorio euganeo; coautore delle recenti *check-list* della flora autoctona e della flora alloctona d'Italia.

Bruno Michielon: dottore di ricerca, uno dei massimi esperti italiani della tamerice alpina.

Paolo Paolucci: entomologo, assistente tecnico presso il Dipartimento di Agronomia, Animali, Alimenti, Risorse naturali e Ambiente dell'Università di Padova, autore di diversi libri e articoli sulla flora e fauna spontanee euganee.

Marco Perfetti: master in GIScience presso l'Università di Padova, svolge attività professionale quale naturalista e esperto di sistemi informativi territoriali.

Carlo Piazzi: laureato in scienze forestali e ambientali, svolge attività di libera professione.

Thomas Quetri: dottore forestale, si occupa di sistemi informativi territoriali presso un'impresa privata.

Andrea Rizzi: dottore forestale, svolge attività professionale e di ricerca sulla gestione agro-forestale degli ambienti naturali e urbani.

Flora Giulia Simonelli: laureata in scienze forestali e ambientali, svolge attività di libera professione.



REGIONE DEL VENETO

FSC

Fondo per lo Sviluppo
e la Coesione



**Assessorato alla Programmazione Fondi FSC
Assessorato al Territorio, Cultura e Sicurezza
UO Programmazione e gestione FSC e sviluppo locale
Struttura di Progetto "Strategia regionale della Biodiversità e dei Parchi"
SOGGETTO ATTUATORE: Parco Regionale dei Colli Euganei**

**Studio dello stato di conservazione di habitat e di habitat di specie
e realizzazione di azioni per la tutela
2018**

Intervento cofinanziato dal Fondo per lo Sviluppo e la Coesione (FSC)

PAR FSC Veneto 2007-2013

Attuazione Asse 3 Beni Culturali e Naturali

Linea di intervento 3.2: "Valorizzazione e tutela del patrimonio naturale e della rete ecologica regionale

D.G.R. 2463/2014



Stampato nel mese di dicembre 2018
presso la C.L.E.U.P. "Coop. Libreria Editrice Università di Padova"
via G. Belzoni 118/3 - 35121 Padova (t. 049 8753496)
www.cleup.it - www.facebook.com/cleup

