

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

FACOLTÀ DI AGRARIA

TESI DI LAUREA MAGISTRALE IN SCIENZE FORESTALI E AMBIENTALI

BIODIVERSITÀ NEL PAESAGGIO RURALE: RELAZIONI TRA STRUTTURA E FLORA DELLE SIEPI DELLA SACCISICA (Padova, Nord Italia)



Relatore:
Tommaso Sitzia

Correlatore:
Franco Viola

Laureando: Giovanni Trentanovi

ANNO ACCADEMICO 2007/2008

INDICE

| | |
|--|------------|
| PREMESSA AL TESTO | 4 |
| PARTE GENERALE | 5 |
| ECOLOGIA DEL PAESAGGIO E BIODIVERSITÀ | 5 |
| STRUTTURA BASE DEL PAESAGGIO | 6 |
| I CORRIDOI | 6 |
| RETI ECOLOGICHE | 10 |
| LA RETE ECOLOGICA ED IL CONCETTO DI “SISTEMA” | 12 |
| L’IMPORTANZA DI PARTIRE DAL TERRITORIO, ANZICHÉ DALLE AREE PROTETTE O DAI PAESAGGI DI VALORE | 13 |
| RETI ECOLOGICHE E PIANIFICAZIONE | 13 |
| LA PIANURA PADANA: UN AMBIENTE PROFONDAMENTE MUTATO | 16 |
| INDAGINI ARCHEOBOTANICHE E RICOSTRUZIONE DELLE ANTICHE FORESTE | 17 |
| L’AMBIENTE NEMORALE: COSA RIMANE | 18 |
| GLI ULTIMI BOSCHI DELLA PIANURA VENETA | 19 |
| PARTE SPECIALE | 20 |
| SISTEMI AGROFORESTALI, RETI ECOLOGICHE E BIODIVERSITÀ | 20 |
| IL RUOLO STORICO-SOCIALE DEI SISTEMI AGROFORESTALI E LA LORO EVOLUZIONE TEMPORALE: | 20 |
| IL RUOLO DEI SISTEMI AGROFORESTALI A SCALA DI PAESAGGIO | 24 |
| INTERAZIONI CON IL TIPO DI PAESAGGIO | 24 |
| IL CONTRIBUTO ALLA BIODIVERSITÀ | 25 |
| LE FUNZIONI DEI SISTEMI AGROFORESTALI A SCALA DI PAESAGGIO: I CORRIDOI ECOLOGICI | 27 |
| LE SIEPI DEL PAESAGGIO VENETO | 32 |
| IL TERRITORIO DI UNA INDAGINE SPECIFICA: LA SACCISICA | 37 |
| INQUADRAMENTO DEL TERRITORIO | 37 |
| INQUADRAMENTO STORICO-PAESAGGISTICO | 37 |
| GEOMORFOLOGIA | 40 |
| LITOLOGIA | 40 |
| IDROGEOLOGIA | 40 |
| CLIMA | 41 |
| OBBIETTIVI DELLO STUDIO | 43 |
| MATERIALI E METODI | 46 |
| CARATTERISTICHE BIOFISICHE DELLE SIEPI | 46 |
| RILIEVO SPECIE ERBACEE | 50 |
| TRATTAMENTO DEI DATI | 53 |
| ANALISI STATISTICA | 55 |
| RISULTATI E DISCUSSIONE | 59 |
| LOCALIZZAZIONE DELLE SIEPI ANALIZZATE | 59 |
| ANALISI DESCRITTIVA | 62 |
| TEST ANOVA PER TIPOLOGIE STRUTTURALI DELLE SIEPI | 75 |
| RELAZIONI SPECIE-AREA | 81 |
| CLUSTER ANALYSIS | 84 |
| CORRELAZIONI LINEARI | 88 |
| CONCLUSIONI | 89 |
| BIBLIOGRAFIA | 92 |
| APPENDICE 1 | 100 |
| APPENDICE 2 | 103 |
| RIASSUNTO/ABSTRACT | 108 |

PREMESSA AL TESTO

*Si è cercato di organizzare questo lavoro in due parti: una prima breve parte introduttiva (la **parte generale**) dove si è fatto qualche richiamo sui fondamentali concetti di paesaggio, reti ecologiche e biodiversità; questi argomenti sono stati trattati brevemente ed in maniera generale, per non ripetere cose già dette in molteplici altri lavori che hanno preceduto il presente elaborato, visto il grande interesse che stanno suscitando in questi ultimi anni.*

*La parte generale si conclude con una breve trattazione sul cambiamento del paesaggio padano, sulla vegetazione che ricopriva centinaia di secoli fa il territorio e su quello che ora rimane (molto poco..). Questo per introdurre l'argomento base della **parte speciale**: la biodiversità che è rimasta a livello di campagna padana, i relitti di quella vegetazione nemorale che purtroppo è scomparsa a causa di un "Uomo" che non ha pensato al futuro e che ora sta cercando, prima che sia davvero troppo tardi, di porre un rimedio. Basti pensare che a livello mondiale sono complessivamente 11046 le specie vegetali ed animali ad alto rischio di estinzione nell'immediato futuro e quasi sempre questa situazione è ascrivibile alle attività umane.*

Nella parte speciale infatti si è trattato dell'importanza dei sistemi agroforestali (riprendendo inizialmente gli stessi concetti della parte generale applicati a queste formazioni) nella campagna, il loro contributo alla diversificazione ed alla biodiversità del paesaggio, ricercando in un caso concreto di studio quel relitto di naturalità, di biodiversità e di nemoralità che ancora oggi sopravvive nella pianura padovana. Il lavoro infatti riguarda la struttura dei corridoi arborei e la loro qualità; inoltre la numerosità, la tipologia di specie erbacee ed altri parametri ad esse legate che sono ottimi indicatori del sistema agroforestale in genere e della sua evoluzione nel tempo.

PARTE GENERALE

ECOLOGIA DEL PAESAGGIO E BIODIVERSITÀ

...ora in queste cose, una grandissima parte di quello che noi chiamiamo naturale, non è; anzi è piuttosto artificiale: come a dire i campi lavorati, gli alberi e le altre piante educate disposte in ordine, i fiumi stretti infra certi termini e indirizzati a certo corso, e cose simili, non hanno quello stato né quella sembianza che avrebbero naturalmente. In modo che la vista di ogni paese abitato da qualunque generazione di uomini civili, eziandio non considerando le città, e gli altri luoghi dove gli uomini si riducono a stare insieme, è cosa artificciata, e diversa molto da quella che sarebbe in natura.¹

Secondo una definizione normativa italiana, il paesaggio è una “*parte omogenea di territorio i cui caratteri derivano dalla natura, dalla storia umana o dalle reciproche interrelazioni. La tutela e la valorizzazione del paesaggio salvaguardano i valori che esso esprime*” (“Guida professionale all’applicazione del Dlgs 42/2004,” di M. Di Nicola, 2004).

Ma come ogni termine del linguaggio anche la parola “paesaggio” possiede una dimensione polisemica che viene diversamente interpretata nei diversi campi culturali ed operativi di chi tratta con l’ambiente e il territorio. L’ambiguità semantica risulta legata alla connotazione visuale e sensibile del termine che implica generalmente la compresenza di due dimensioni: una spaziale e una percettiva. Non esiste quindi disciplina (dalla geologia alle arti pittoriche, alla letteratura) che non abbia utilizzato questo concetto (Burel e Baudry, 1999). Anche tra gli stessi ecologi il paesaggio è stato definito in vari modi e solo in apparenza contrastanti tra loro; sono definizioni che si estendono da una cornice epistemologica a una matrice geografica e in cui processi naturali si integrano o competono con le risorse umane (Wu e Hobbs, 2002 in Farina, 2004).

Le definizioni che sono state date alla parola “paesaggio” sono veramente numerose, ma quella su cui vale la pena soffermarsi, visti gli scopi di questo lavoro, è di Burel e Baudry (cit.) che, in accordo con la scuola europea, considerano tra gli ecosistemi che compongono un paesaggio anche gli ecosistemi umani, i loro disturbi e le loro influenze sull’ambiente; scrivono infatti i due autori: “*il paesaggio rappresenta un livello di organizzazione ecologica superiore all’ecosistema che si caratterizza essenzialmente per l’eterogeneità e per processi a cui partecipa anche l’uomo con le sue attività*”.

Dallo scenario statico dell’ecosistema, l’ecologia allarga l’oggetto di studio ai sistemi dinamici e complessi del paesaggio. L’eterogeneità rappresenta un parametro spaziale osservabile nelle diverse scale di risoluzione e capace di descrivere la modalità con cui i diversi elementi del paesaggio sono tra loro associati; quando parliamo di “landscape” automaticamente parliamo di mosaico ambientale, cioè dell’arrangiamento spaziale di entità che hanno caratteri distinti alla idonea scala spazio-temporale” (Farina, 2002). L’eterogeneità stima la complessità della configurazione spaziale degli ecotopi che compongono un paesaggio, sia in termini di distribuzione,

¹ Leopardi, *Elogio degli uccelli*

sia in termini di numero che di dimensioni (Franco, 2004); la diversità per contro esprime la varietà di tali elementi (Farina, 2001).

Struttura base del paesaggio

Forman e Godron (1995) nel modello spaziale e strutturale del paesaggio propongono tre componenti complementari: le *patches* (ecotopi o tessere), i *corridoi* e la *matrice*. La matrice è l'uso del suolo dominante; le *patches* rappresentano unità strutturali areali e gli ecotopi.

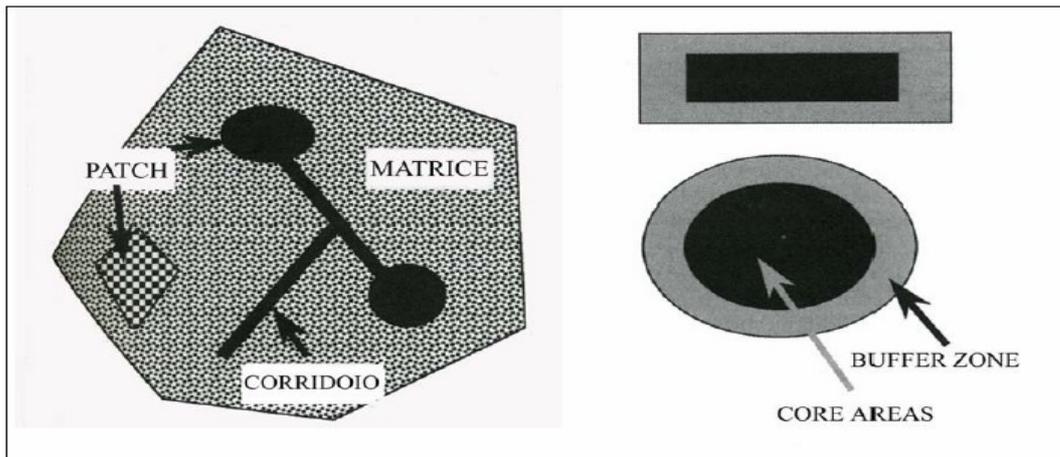


Figura 1: elementi che costituiscono la struttura del paesaggio (Burel e Baudry, 1999; modificato)

L'insieme delle patches costituisce un mosaico mentre l'insieme dei corridoi una rete. La matrice esercita un'influenza specifica sulle patches e sui corridoi che si manifesta nelle *buffer zone*, zone di margine con forte interazione con la matrice o le macchie vicine, e nelle core area, aree nucleo nelle quali le interazioni sono deboli o nulle.

I corridoi

I corridoi sono ecotopi lineari che differiscono nella loro fisionomia dallo spazio circostante e, organizzandosi in rete, svolgono un ruolo chiave nel mantenimento delle funzioni di dispersione. Ma il concetto di corridoio, così come quello di rete ecologica, è spesso arbitrariamente riferito ad ogni elemento lineare del paesaggio, sia che svolga effettivamente la funzione di corridoio, sia che faccia parte di una rete individuata con un criterio geometrico (McCollin e Jackson, 2004); l'approccio, se risulta valido per i principi dell'architettura del paesaggio, non lo è per quelli dell'ecologia in genere (Sitzia, 2004a).

A scala locale gli elementi della rete sono identificati nei campi chiusi, nei biotopi naturali, nelle aree boscate, nelle zone di ripopolamento e cattura degli ambiti territoriali di caccia; in genere, soddisfano superfici anche di limitata estensione. I corridoi ecologici possono essere costituiti dalle siepi campestri (delle quali si parlerà in maniera approfondita nella parte speciale), dai filari di alberi lungo le strade di campagna, dalle cappezagne interpoderali, dalla rete idrica minore e dalle scoline con vegetazione igrofila (Borin, 2005). Si tratta di elementi che costituiscono sistemi di continuità ambientale, lineari (corridoi) o puntiformi (*stepping-stone*), nonostante siano inseriti in matrici paesistiche fortemente trasformate. In molti casi gli elementi della rete possono essere interessate da disturbi provenienti dalle aree limitrofe (effetto margine) di tipo biologico (predatori o competitori generalisti e antropofili, specie alloctone) e chimico-fisico (inquinamento acustico, luminoso e chimico), ma riescono a garantire la connettività a livello di paesaggio, soprattutto per

quelle specie con esigenze funzionali limitate nel tempo (dinamiche individuali giornaliere, dispersione post-riproduttiva e movimenti migratori stagionali) (Battisti, 2005).

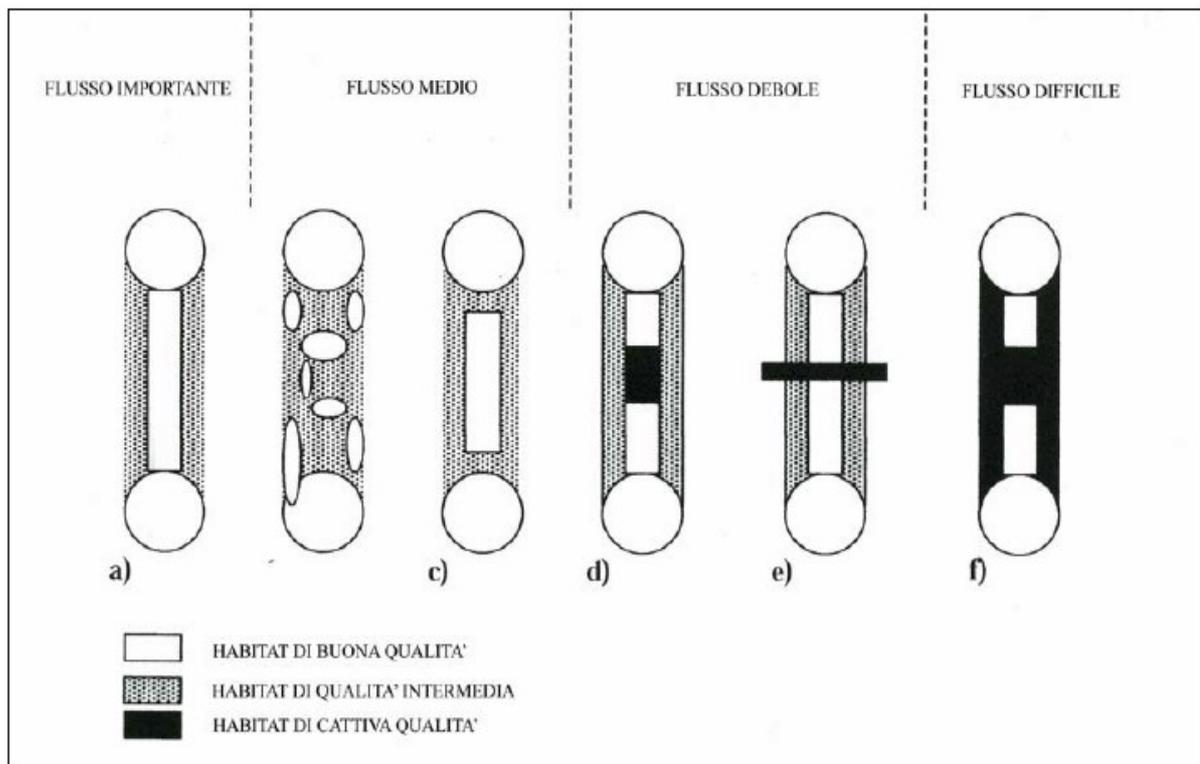


Figura 2: l'intensità dei flussi di individui tra due *patches* in funzione della connettività e della qualità degli elementi. a) corridoio connesso; b) insieme di piccole *patches*; c) corridoio non connesso; d) corridoio con *gap*; e) corridoio con una barriera; f) corridoio interrotto da una barriera, in una matrice di cattiva qualità (Forman 1995; modificato)

Come si inserisce in tutto questo il concetto di “biodiversità”?

La crescente necessità di connettere le aree naturali che sono distribuite nel territorio, di creare attraverso corridoi paranaturali possibili “vie di comunicazione” per specie vegetali e animali, la creazione di zone cuscinetto fuori da aree protette, di “isole” verdi che possano servire di appoggio alle specie, non è altro che il tentativo di salvaguardare la diversità di specie animali e vegetali che ancora rimangono sulla terra.

Secondo l'ideatore del termine, Edward O. Wilson, la “biodiversità” si riferisce “alla varietà degli organismi a tutti i livelli, da quello delle varianti genetiche appartenenti alla stessa specie fino alle gamma delle varie specie, dei generi, delle famiglie e ai livelli tassonomici più alti; comprende anche la varietà degli ecosistemi, ossia la varietà delle comunità di organismi presenti in un particolare habitat, e delle condizioni fisiche in presenza delle quali vivono” (Francia et al., 2005).

L'importanza del concetto di biodiversità si riconduce alla strategia della natura di mantenere il più alta possibile la probabilità che la vita continui sulla terra. Attraverso il processo di speciazione, infatti, i genotipi si sono differenziati e moltiplicati per adattarsi alle variazioni ambientali e trarne di volta in volta profitto.

La biodiversità si manifesta in natura come eterogeneità di struttura, di funzione e di composizione (Noss, 1990): tra gli individui di una data specie, o tra le sue popolazioni locali, secondo cui alcuni gruppi in determinate condizioni ambientali si mostrano più efficienti di altri, pur se simili nell'utilizzare le risorse del sistema; tra specie differenti, grazie alla quale specie anche

affini, o strettamente imparentate, dimostrano differenti capacità di adattamento all'ambiente e risultano particolarmente efficienti nell'occupare e nel difendere la nicchia ecologica a loro disposizione. Per questo motivo una variazione dell'ambiente, pur se minima, comporta cambiamenti vistosi di composizione all'interno dell'ecosistema.

La biodiversità rappresenta una risorsa non rinnovabile. Non è rinnovabile perché la variabilità genetica inter e intraspecifica viene trasmessa di generazione in generazione solo se la riproduzione non è impedita e ridotta. In natura le estinzioni e la perdita di variabilità genetica avvengono per ragioni sia interne alle specie e alle popolazioni (selezione, deriva genetica, mutazione) che esterne ad essa, come i cambiamenti climatici, la selezione artificiale, ed altre, pesanti modificazioni effettuate dall'uomo (Buiatti, 2005). In ambito rurale, quindi, il valore della diversità biologica dipende, non solo dalla dimensione dello stock genetico, che costituisce la sintesi di milioni di anni di evoluzione naturale, ma anche dalle tradizionali pratiche agricole, le quali, associate alla selezione genetica apportata dall'uomo nel corso dei millenni, concorrono a definire una dimensione anche culturale alla "biodiversità" (Veneto Agricoltura, 2002)

Come vedremo approfonditamente nella "parte speciale" di questo lavoro, nel paesaggio rurale i sistemi arborei lineari rappresentano elementi che custodiscono la diversità e, integrandosi con la gestione agricola, non ne trascurano l'aspetto "culturale". La domanda da porsi è in che modo la dimensione culturale possa contribuire alla diversità biologica, ora che la necessità di meccanizzazione richiede una semplificazione delle tecniche di gestione e in cui anche la tradizione sembra patrimonio ormai di pochi. Gestione e pianificazione del territorio devono quindi concorrere per garantire la tutela e il rispetto della biodiversità, nei sistemi arborei lineari come nella matrice paesistica.

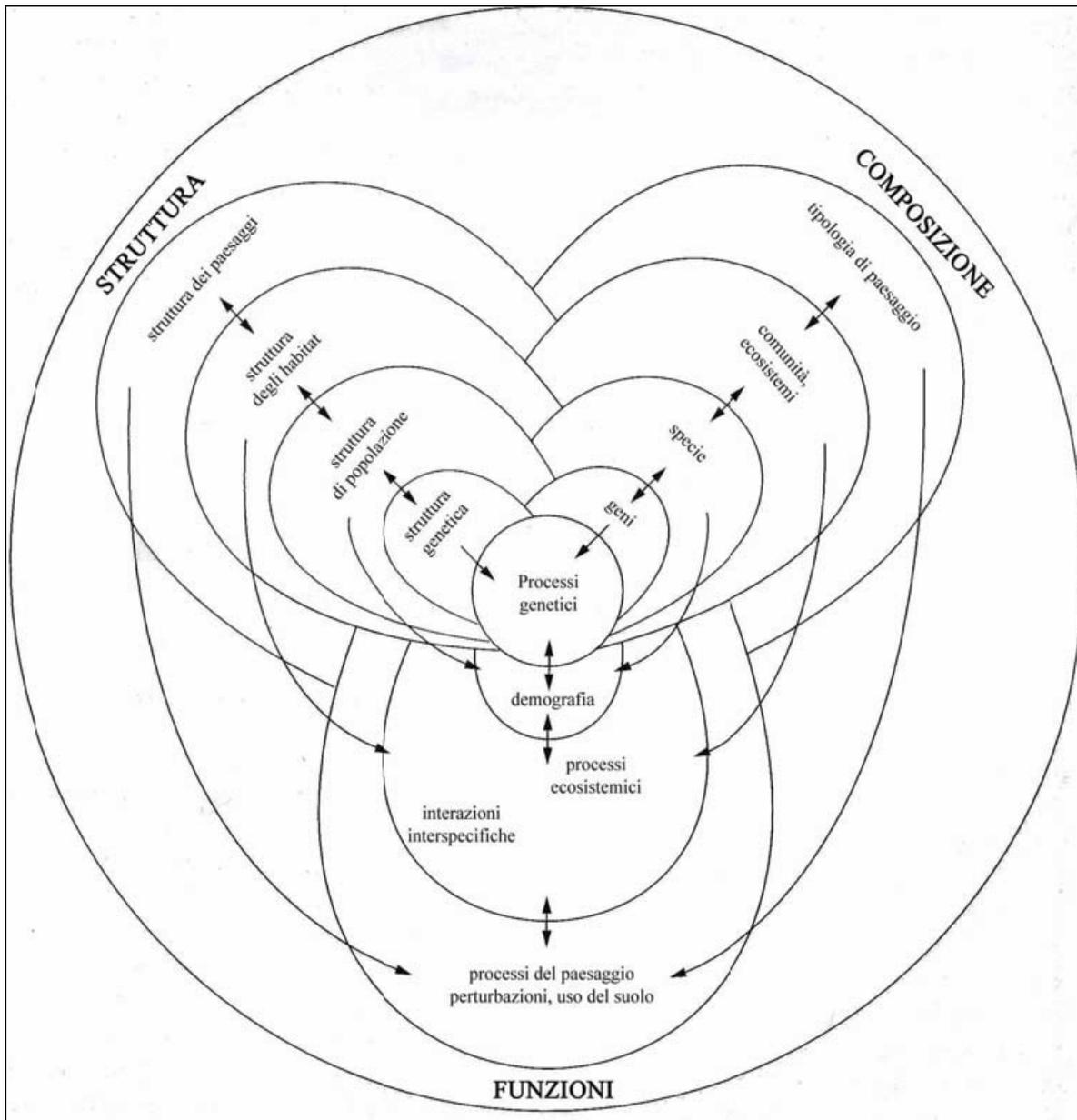


Figura 3: scomposizione della biodiversità secondo tre criteri: struttura, composizione, funzione. Gli aspetti della composizione, della struttura e del funzionamento della biodiversità sono presentati attraverso sfere interconnesse, ciascuna contenente multipli di organizzazione (Noss, 1990; modificato).

RETI ECOLOGICHE

*“A poco a poco si trovò tra macchie più alte, di pruni, di quercioli, di marruche. seguitando ad andare avanti, e allungando il passo, con più impazienza che voglia, cominciò a veder tra le macchie qualche albero sparso; e andando ancora, sempre per lo stesso sentiero, s'accorse di entrare in un bosco”.*²

I processi recenti di frammentazione e lacerazione del territorio costituiscono un tema attuale e pluridimensionale. L'aspetto forse più appariscente e comunque preoccupante è rappresentato dalla diffusione insediativa e infrastrutturale, che nell'arco degli ultimi decenni ha sostanzialmente sostituito alla vecchia immagine della città “compatta”, rielaborata ma non smentita nell'età moderna, l'immagine multiforme, post-moderna o tardo-moderna, della città diffusa o dispersa o diramata. Decentramento produttivo e abitativo e forme nuove di urbanizzazione sparsa o di vera e propria “contro-urbanizzazione” hanno alimentato lo *sprawl* urbano e la dissoluzione della città nelle reti territoriali, erodendo rapidamente gli spazi agricoli e gli spazi naturali sopravvissuti alle grandi “alluvioni urbane” del secolo ventesimo ed allargando su quasi tutto il territorio l’“impronta ecologica” della città, con conseguenze plurime, dalla scomparsa dei paesaggi rurali alla modificazione profonda dei cicli idrologici indotta dall'impermeabilizzazione dei suoli, allo spreco energetico stimolato dalle nuove forme di habitat, alla progressiva “ingegnerizzazione” del territorio, alla disgregazione del tessuto sociale, ecc. Nel contempo, l'industrializzazione e “modernizzazione” dell'agricoltura hanno contribuito alla crescente “semplificazione” dello spazio agricolo (con la scomparsa dei “paesaggi di piccola scala”) e all'abbandono di vaste aree montane e collinari di bassa produttività. Nell'insieme, si tratta di processi (tutt'altro che conclusi, secondo le statistiche più recenti) profondamente differenti da quelli del passato, che implicano sindromi complesse e diversificate di “rottura”, spesso evocate con termini come appunto la frammentazione, la lacerazione, la perdita delle continuità, l'indebolimento o la scomparsa delle preesistenti trame di connessione.

²

A. Manzoni “I Promessi Sposi” cap. 17 : la strada da Milano a Bergamo..



Figura 4: l'evidente condizione di isolamento di un bosco della pianura friulana (Bracco, 2001)

A livello ecologico, tutto ciò profila rischi crescenti di demolizione o di “insularizzazione” degli habitat, di riduzione della funzionalità ecosistemica e, in definitiva, di perdita di biodiversità. Ma è importante notare che rischi non minori si avvertono sotto il profilo paesistico, o urbanistico, o socio-territoriale o culturale. Apparati organizzativi complessi, lentamente costruiti nel corso di secoli o millenni, sono intaccati nelle loro componenti più delicate e vulnerabili: le trame di connessione. Non è quindi un caso che le esigenze di riconnessione o di difesa della connettività si avvertano nei campi più diversi, da quello ecologico a quello culturale e sociale, urbanistico e paesistico, economico e produttivo, informativo e conoscitivo.

La risposta più diretta alle esigenze di connettività e di ricucitura ecosistemica è quella aggregatasi, fin dall’inizio degli anni ’90, attorno al concetto delle **reti ecologiche**. È del 1991 la prima proposta, teoricamente argomentata e organicamente pensata a scala continentale, di una Rete ecologica europea (Eeconet). Ad esse hanno fatto seguito proposte a livello nazionale (prima fra tutte quella dell’Olanda, pochi anni fa anche per l’Italia) o regionale o per aree vaste subregionali (ad es. quelle contenute nei Piani di alcuni parchi naturali, nazionali e regionali).

Le proposte, come i ragionamenti teorici sottesi, si sono mosse sostanzialmente da due opposti punti di vista:

a) come reazione all’insularizzazione delle aree protette e alla conseguente difficoltà di assicurarne un’adeguata protezione sia con le misure di tutela interne ai loro perimetri, sia col tradizionale ricorso alle fasce di protezione esterne (*buffer zone*), sia, ancora, con significativi allargamenti dell’area protetta. Sebbene molti ritengano che tale difficoltà si ponga indipendentemente dalla vastità dell’area protetta (a Durban, nel 2003, si è ripetutamente affermato che non esiste un’area protetta abbastanza vasta da poter essere efficacemente tutelata all’interno del perimetro), non c’è dubbio che i rischi dell’insularizzazione, in primo luogo per la biodiversità, sono notevolmente

accentuati in Europa dalla esigua dimensione delle aree protette (mediamente meno di 40.000 ha) e dalla intensità delle pressioni antropiche su di esse esercitate, data la densità abitativa e infrastrutturale dei contesti;

b) come tentativo di contrastare la frammentazione e di assicurare in tutto il territorio le condizioni della sostenibilità, ripristinando e tutelando la trame vitali delle connessioni ecosistemiche.

È interessante notare che questa seconda motivazione implica uno spostamento qualitativo dell'azione di tutela, dagli habitat alle loro relazioni: il problema non è soltanto quello dell'insufficiente "copertura" della superficie territoriale (che si assume comunque non significativamente incrementabile oltre quel 10-15% ormai mediamente raggiunto in Europa), ma quello della carenza di canali di connessione adeguati alla funzionalità ecosistemica.

Il concetto di rete ecologica è stato applicato recentemente. A scala planetaria, solo nel 1974, l'UNESCO ha riconosciuto, nel Programma per l'Uomo e la Biosfera, la necessità di conciliare la conservazione delle aree di valore con gli usi del paesaggio locali attraverso l'individuazione nelle Riserve della Biosfera (attualmente oltre 350) di *core areas*, *buffer areas* e zone di transizione. Per questo motivo, forse, esistono ancora molti dubbi sulla loro efficacia. Non si può tuttavia trascurare l'importante ruolo che rivestono nella pianificazione. La comprensione e la valutazione di come gli organismi si muovono attraverso i paesaggi eterogenei, ovvero frammentati, sia attraverso i corridoi, che attraverso la matrice, è una componente chiave del processo che conduce alla comprensione delle risposte degli organismi ai mosaici spaziali, cioè dell'argomento centrale dell'ecologia del paesaggio.

La rete ecologica ed il concetto di "Sistema"

Il concetto di rete ecologica è strettamente legato a quello di sistema, che ha meritato grande attenzione nell'ambito delle scienze naturali, sia sotto il profilo teorico che sul piano operativo. L'ecologia del paesaggio ha fin dagli anni '30 messo in chiaro il concetto di ecosistema e assicurato poi il passaggio dagli ecosistemi ai paesaggi, intesi appunto come sistemi di ecosistemi. Nel corso degli ultimi 10-15 anni, la consapevolezza dell'inadeguatezza delle misure di protezione della natura, soprattutto in rapporto alle esigenze di difesa della biodiversità, ha indotto a enfatizzare gli approcci sistemici e a invocare politiche di sistema. Nel 1998 l'Unione Mondiale della Natura ha prodotto un apposito documento dedicato alla costruzione dei sistemi nazionali di aree protette. Più recentemente ha acquistato importanza a livello internazionale il concetto delle eco-regioni, con l'individuazione sull'intero pianeta di più di 200 eco-regioni variamente caratterizzate, tali da rappresentare la maggior parte delle risorse naturali vitali, su cui concentrare l'azione di tutela.

Ma anche nell'ambito delle scienze sociali, geografiche e territoriali il concetto di sistema è stato ed è ampiamente frequentato. Il tema della "regionalizzazione", lungamente esplorato in geografia, ha molto a che vedere col concetto di sistema, così come la tradizionale ricerca dei pianificatori "regionali" o "d'area vasta". Recentemente geografi ed economisti hanno proposto nuove e più precise definizioni dei "sistemi locali territoriali" (SLOT), su cui tentare di articolare lo sviluppo sostenibile, a partire da aggregazioni progettuali che riflettano le capacità autoorganizzative ed auto-poietiche delle formazioni territoriali.

Ciò che si vuol qui rilevare è che si tratta in tutti i casi di partizioni che "attraversano", di regola, le partizioni istituzionali-amministrative (quelle storicamente consolidate, come i Comuni, le Province, o le Regioni, ma anche quelle "sulla carta" come le "città metropolitane"), e che anzi presentano spesso "geometrie variabili", ossia diversamente configurabili al variare degli aspetti presi in considerazione. Inoltre, si tratta di sistemi che richiedono reti di connessione ma che non si riducono alla dimensione "reticolare", presentando una dimensione anche "areale".

L'importanza di partire dal territorio, anziché dalle aree protette o dai paesaggi di valore

Il tentativo delineato nelle ricerche sopra citate, ed attualmente al centro dei dibattiti sulle politiche di conservazione, è appunto quello di “andare oltre i parchi”, passando dagli attuali “sistemi di aree protette” (costituiti in realtà da insiemi debolmente o per nulla connessi di “isole” staccate, che quindi non “fanno sistema”), a sistemi integrati di conservazione ambientale. Questo passaggio implica un ribaltamento della prospettiva tradizionale. Si tratta, in sintesi, di partire non già dalle aree protette (e dalle loro carenze), ma dal territorio, dai suoi problemi, dalle sue criticità, dalle sue potenzialità e dalle sue esigenze di riequilibrio e riconnessione. Ciò non significa affatto devalorizzare il ruolo delle aree protette o trascurarne i problemi: ma significa piuttosto pensare e progettare sistemi in grado di potenziare i benefici associabili alle aree protette, integrandole con altre componenti diramate su tutto il territorio.

Nelle proposte emerse, i sistemi verso cui puntare dovrebbero includere e collegare componenti diverse con ruoli diversi: oltre alle “aree protette” strettamente intese (il cui riferimento nazionale è costituito dalla L. 394/1991, ma non va sottaciuta la necessità di integrazioni e ripensamenti coerenti con gli orientamenti emergenti a livello internazionale: IUCN 2003), aree e siti d'interesse comunitario, reti di connessioni bio-culturali (come le fasce fluviali), spazi naturali e seminaturali non necessitanti di protezione speciale (come le grandi aree forestali), parchi e aree verdi urbane, altri paesaggi tutelabili coi piani paesistici. Un aspetto particolarmente interessante di tali sistemi dovrebbe essere costituito dal fatto che essi “entrino in città”, legandola in forme ecologicamente sostenibili con la campagna e la montagna: utilizzando i varchi ancora liberi, come le fasce fluviali e le vie d'acqua che attraversano la città e lo stesso “verde urbano” dei viali, dei parchi urbani e dei giardini pubblici, per ripristinare connessioni perdute. La separazione tra reti ecologiche extraurbane, attestate nel migliore dei casi sulle “cinture verdi” che circondano le città, e i sistemi interni del verde urbano, è infatti ormai impraticabile nei nuovi scenari della diffusione urbana, come dimostrano le esperienze più avanzate di varie città europee. In questa direzione, l'alleanza tra politiche di conservazione della natura e politiche di tutela e riqualificazione paesistica può rivelarsi decisiva (Gambino, 2004).

Reti ecologiche e pianificazione

Nella pianificazione ambientale il settore delle reti ecologiche è diventato parte integrante nella strategie territoriali, soprattutto a scala locale, provinciale e regionale; in generale, in contesti geografici fortemente disturbati dall'azione umana. Questo approccio alla pianificazione si basa sulle conoscenze teoriche dell'ecologia, della biogeografia, della genetica di popolazioni e della biologia della conservazione. In particolare la nota teoria della biogeografia insulare (MacArthur, Wilson, 1967) ha permesso di delineare un quadro concettuale applicabile anche ai paesaggi trasformati dall'uomo alla terraferma.

Attraverso la teoria della biogeografia insulare, negli anni '60 del secolo scorso, gli ecologi MacArthur e Wilson osservavano come il numero di specie sulle isole oceaniche fosse correlato direttamente alla superficie e al loro grado di isolamento. A metà degli anni '70 Diamond tentava di applicare tale teoria alla terraferma, paragonando i frammenti residuali di ambiente naturale nei paesaggi trasformati dall'uomo ad isole inserite in un mare antropizzato (Diamond, 1975). Negli anni '80 lo sviluppo dell'Ecologia del paesaggio come disciplina indipendente e la nascita della biologia della conservazione come scienza hanno consentito la definizione spaziale di alcuni fattori e processi, tra i quali il ruolo della frammentazione ambientale nella perdita di biodiversità. Alla similitudine tra isole geografiche e isole ecologiche si sono aggiunte, con l'approccio a scala di

paesaggio, altri elementi territoriali e strutturali fondamentali per lo studio della diversità ad ogni livello gerarchico.

Tra questi anche la matrice paesistica, che per la sua prevalenza sugli ecosistemi naturali frammentati, oltre ad essere caratterizzata da un determinato grado di antropizzazione, determina una serie di conseguenze, come l'effetto margine, di tipo biologico, chimico e fisico. La nozione di matrice come spazio indifferenziato, direttamente trasposta dalla teoria della biogeografia insulare, nella quale l'oceano è un mezzo radicalmente differente dalle isole o dai continenti, si evolve nella constatazione che il mezzo terrestre offre un gradiente di situazioni differenti e raffigurabile spazialmente nell'ecomosaico, ovvero con un insieme contiguo di patch di diversa natura. L'intero territorio è diventato un'unità complessa di indagine; le reti ecologiche, pertanto, sono entrate a far parte del bagaglio culturale delle scienze della pianificazione (Battisti, 2005; Romano, 2000).

Nonostante siano molti gli studi che dimostrano lo sfruttamento dei corridoi da parte di specie animali (Merriam e Lanoue, 1990; Dmowski e Kozakiewicz, 1990; Saunders e De Rebeira, 1991) e vegetali, in particolare specie nemorali (Corbit *et al.*, 1999; McCollin *et al.*, 2000), il concetto di rete ecologica è quindi di recente introduzione. L'utilizzo di questo concetto è avvenuto negli ultimi decenni del ventunesimo secolo, quando le autorità e le istituzioni scientifiche in America, Australia ed Europa lo hanno applicato nella politica della conservazione del territorio, mosse dai contenuti della Convenzione sulla Diversità Biologica, adottata dall'Earth Summit di Rio de Janeiro nel 1992.

L'Unione Europea ha accompagnato l'applicazione delle reti ecologiche con la nuova politica ambientale NATURA 2000 e con la Strategia Pan-Europea per la Diversità del Paesaggio e la Biodiversità (Council of Europe *et al.*, 1995). La conservazione dei corridoi ecologici è infatti in linea con il disposto dell'art. 10 della Dir. 92/43/CEE "Habitat", che è stata accolta dalla legislazione italiana attraverso il decreto attuativo DPR 97/357.

La direttiva "Habitat" è volta ad individuare azioni che consentono l'uso del territorio e lo sfruttamento delle risorse in una logica di sviluppo sostenibile e di mantenimento vitale degli ecosistemi. Attraverso la creazione della rete di aree protette NATURA 2000, la Comunità Europea si prefigge il mantenimento di aree ad alta diversità e di quei territori che costituiscono l'anello di collegamento tra ambiente antropico e naturale. L'obbiettivo principe è quello di recuperare e conservare tutti quegli ambienti relitti e dispersi nel territorio, la cui presenza è condizione necessaria per il sostegno complessivo di una diffusa e diversificata qualità naturale nel nostro paese.

La Pan European Biological and landscape Diversity Strategy (PEBLDS) si pone l'obbiettivo di introdurre i principi della gestione sostenibile nelle aree ad alto valore di diversità biologica e di far conoscere gli elementi costituenti le reti ecologiche come i corridoi, le fasce tampone e le aree boscate sparse nel territorio, per accrescerne il valore e l'interesse verso le aree rurali (Jongman, 2001). Ma rispetto a precedenti politiche europee di protezione della natura, tra cui spicca anche la direttiva UE 92/43 "Habitat", lo strumento si mostra più innovativo. Se la direttiva "Habitat", per contrastare la frammentazione degli ecosistemi, ha determinato la costituzione della rete europea "Natura 2000", nella quale non esistevano obblighi di connessione tra i siti stessi, la PEBLDS prevede la creazione di una rete di aree naturali tra loro connesse per mezzo di corridoi ecologici (Borin, 2005).

Alle esigenze di "connettività e di ricucitura ecosistemica" delle politica ambientale di NATURA 2000 e della Strategia Pan-Europea del 1995 risponde efficacemente il concetto di rete ecologica che, in campo operativo, contrasta l'insularizzazione delle aree protette e la frammentazione degli habitat naturali. Attraverso il ripristino e la tutela delle connessioni ecosistemiche si assicura al territorio condizioni di sostenibilità che la sola istituzione di un'area protetta non può garantire (Gambino, 2004; Contoli, 2005).

In Europa le reti ecologiche sono state applicate, con differenti strategie, a varie scale e in diversi paesi (Bennett e Wit, 2001; Jongman e Kristiansen, 2001; Jongman e Pungetti, 2004). In Italia gli studi sulle reti ecologiche si sono diffusi recentemente a scala nazionale (Boitani *et al.*, 2002), provinciale (Milano, Cremona, Pavia, Reggio Emilia, Bologna, Mantova, Aosta, ecc.),

regionale (Piemonte, Sardegna, Lazio, Marche, Abruzzo, Campania, ecc) e comunale (ad es.: Roma, Novara, Crotone).

Negli ultimi anni, a seguito dell'applicazione del Reg. 90/2080/CEE prima e dei Piani di Sviluppo Rurale di cui al Reg. 99/1257/CE poi, sono stati concessi incentivi per l'impianto e il mantenimento di elementi lineari arborei del paesaggio rurale, estendendo a tutti i proprietari, o a tutti i potenziali beneficiari, la possibilità di accesso ai finanziamenti.

È stato un grosso sforzo per giungere al giusto compromesso tra la protezione di singole aree e la garanzia che queste siano tra loro collegate attraverso una rete: ciò è stato possibile grazie alle politiche di conservazione, raramente però precedute da ricerche scientifiche, anche se non mancano casi in cui ad una seria politica di pianificazione è stato affiancato lo studio delle aree oggetto di interventi, specialmente nell'ambito di progetti LIFE (Sitzia, 2004a; Morisi, 2001).

LA PIANURA PADANA: UN AMBIENTE PROFONDAMENTE MUTATO

« *Tityre, tu patulae recubans sub tegmine fagi
silvestrem tenui Musam meditaris avena ;
nos patriae finis et dulcia linqumus arva,
nos patriam fugimus ; tu, Tityre, lentus in umbra
formosam resonare doces Amaryllida silvas* »³

Se l'ipotetico viaggiatore che percorreva la Pianura Padana prima dell'anno mille potesse ritornare a camminare attraverso lo stesso territorio, non crederebbe ai propri occhi: paesaggi caratterizzati da ampie distese aperte e coltivate, nuclei rurali, aree densamente abitate e centri industriali.

È questo uno scenario profondamente diverso da quello che si apriva alla vista nei secoli passati; l'impronta dell'uomo risulta marcata e profonda, e anche se con rare eccezioni, alla Natura non viene concesso più spazio. Nell'immaginario collettivo (e purtroppo anche nella realtà), il concetto di bosco viene associato a zone di collina montagna, che sono diventate gli ultimi rifugi di un ambiente pseudo-naturale.

L'aspetto della Pianura Padana prima che l'uomo la modificasse radicalmente era ben diverso: un verde mantello di boschi planiziari la ricopriva, con tutta una serie di ecosistemi legati al bosco, all'acqua, all'ambiente di palude che già da 7000 anni fa (in maniera blanda) e poi dal 1000 d.C. (vertiginosamente) hanno cominciato a scomparire.

L'osservazione della pianura attraverso foto satellitari restituisce un quadro paesaggisticamente uniforme in cui solo l'addensarsi delle grandi conurbazioni, tra cui quella veneta, costituisce un elemento di netta diversificazione rispetto allo sfondo generale definito dalle estensioni di colture locali (Bracco, 2001). Tale immagine macroscopica riflette lo stato di profonda trasformazione del paesaggio padano in cui la foresta, l'espressione naturale più tipica e generalizzabile, non si manifesta ormai che in via così ridotta da apparire sporadica ed eccezionale rispetto al contesto ambientale che l'uomo ha ridefinito con la sua opera nel corso dei secoli.

L'erosione poi delle aree forestali della Pianura Padana è continuata anche in tempi recenti con la scomparsa delle piccole areole forestali e della rete dei filari campestri di querce non censite e quindi non tutelati pubblicamente, fenomeno da ascrivere a poca sensibilità ed ignoranza dei moderni agricoltori industriali nei confronti della vegetazione forestale, a tutti gli effetti "concorrenziale" rispetto alle più redditizie colture agrarie.

Ma oggi almeno la mentalità è forse cambiata, grazie a leggi e provvedimenti *ad hoc*, a cui prima abbiamo accennato.

³ "Titiro, tu sdraiato al riparo di un grande faggio, moduli una canzone boschereccia sulla umile zampogna; noi abbandoniamo i territori della patria e i dolci campi, noi fuggiamo dalla patria; tu, Titiro, placido all'ombra fai risuonare i boschi del nome della bella Amarilli"
Virgilio: "Bucoliche", egloga prima.

Indagini archeobotaniche e ricostruzione delle antiche foreste

Negli anni '50, Pignatti ha definito la vegetazione originaria della pianura Padana come *Quercus-Carpinetum boreoitalicum*. Tale termine è stato elaborato sulla base del confronto tra i boschi residui padani e le foreste centroeuropee.

Il quercus-carpinetum, il bosco composto in predominanza dalla quercia, in particolare la farnia (*Quercus robur s.s.*), e il carpino bianco (*Carpinus betulus*) costituirebbe la formazione climacica, quella che dovrebbe ancor oggi diffondersi in pianura una volta abbandonati i coltivi.

I dati pollinici (derivati dallo studio dei pollini) e antracologici (derivati dallo studio dei carboni di legna negli scavi archeologici) si discostano da questa ipotesi, soprattutto per quanto riguarda il periodo cosiddetto Atlantico (ca. 5500-2500 a.C.). In questa fase climatica, che grossomodo coincide con la nascita e lo sviluppo dell'agricoltura in Italia (Neolitico), le temperature non differivano sostanzialmente da quelle attuali: la variazione della vegetazione sembra quindi dovuta a fattori diversi.

Agli inizi del Neolitico, nei siti padani e della Pianura Friulana, la quercia è effettivamente predominante, ma il carpino è decisamente subordinato o addirittura assente. Oltre alla quercia abbondano il frassino (*Fraxinus spp.*) e l'acero (*Acer sp.*), il tiglio (*Tilia sp.*) è segnalato costantemente nelle analisi polliniche, l'olmo (*Ulmus sp.*) sembra avere una maggiore importanza nella pianura emiliana rispetto alla pianura a nord del Po. Per tutto il Neolitico l'importanza del carpino è ridotta; comincia a diffondersi nell'età del Bronzo, spesso in concomitanza con il declino dell'acero e del frassino.

I dati antracologici, e la percentuale delle piante arboree nei diagrammi pollinici, sono efficaci indicatori del progressivo effetto dell'attività antropica sulle formazioni forestali. Gli inizi dell'agricoltura, ma soprattutto la sua intensificazione nell'età del Bronzo - con l'invenzione dell'aratro e la comparsa di un'attrezzatura più efficace - portano ad una rapida diminuzione delle superfici forestali; l'aprirsi di grandi radure favorisce l'aumento di specie lucivaghe, come il nocciolo (*Corylus avellana*), il biancospino (*Crataegus sp.*) e le piante da frutto (meli e pruni, *Malus sp.*, *Prunus spp.*).

Questo aspetto, nei carboni di legna, risulta particolarmente amplificato da una scelta che predilige il legno di piante alimentari, spesso ottime anche come combustibile. L'attività antropica non solo determina questi effetti più macroscopici, ma probabilmente modifica anche la vegetazione forestale in senso stretto. Sarebbe così interpretabile la diffusione del carpino e il costituirsi di quell'aspetto della vegetazione intuito da Pignatti. Lo stesso autore ci fornisce la chiave interpretativa del fenomeno quando descrive il carpino come una specie pioniera, diffusa soprattutto nei boschi giovani sottoposti a ceduzione, che tende a ridursi quando i boschi diventano più maturi.

La storia più recente della vegetazione forestale, sulla base delle indagini archeobotaniche, indica l'affermarsi del quercus-carpinetum in senso stretto intorno al primo millennio a.C. Nell'età del Ferro e in età romana, tendono a scomparire quegli elementi residuali che fornivano una maggiore varietà alla foresta planiziaria. Il faggio (*Fagus sylvatica*), ancora presente in località di pianura nell'Atlantico, scompare progressivamente; l'abete bianco (*Abies alba*), segnalato nell'alta pianura in diversi siti neolitici, si sposta insieme al faggio a quote più elevate. Si accresce l'importanza dell'olmo (*Ulmus sp.*), forse in rapporto ad un suo maggiore impiego come materiale da carpenteria. Si fanno strada progressivamente le specie coltivate. A partire dall'età romana, il castagno (*Castanea sativa*), già presente in ristrette stazioni di rifugio, viene estesamente coltivato in pianura e nelle basse montagne.

L'aumento progressivo dell'importanza dei pioppi (*Populus spp.*), dei salici (*Salix spp.*) e degli ontani (*Alnus glutinosa/incana*), indica una rapida riduzione dell'area di foresta mista in pianura, e un maggiore utilizzo delle ristrette foreste golenali.

Viene riportata una scheda con due esempi di indagini archeobotaniche (Mason, 2001):

| Samnardenchia-Cûeis (Pozzuolo, Udine) | Castellaro del Vhò (Piadena, Cremona) |
|--|--|
| melo, pero, biancospino35,64% | melo, pero, biancospino12,24% |
| quercia28,09% | quercia52,86% |
| frassino17,62% | frassino3,13% |
| acero12,98% | acero0,00% |
| pioppo2,12% | pioppo0,52% |
| nocciolo1,49% | nocciolo1,30% |
| pruno1,10% | pruno0,00% |
| faggio0,47% | faggio0,00% |
| vite0,16% | vite0,78% |
| olmo0,16% | olmo9,11% |
| spinocervo0,16% | spinocervo0,00% |
| corniolo0,00% | corniolo12,50% |
| carpino0,00% | carpino3,13% |
| salice0,00% | salice1,56% |
| pino0,00% | pino1,56% |
| ontano0,00% | ontano1,04% |
| ligustro0,00% | ligustro0,28% |

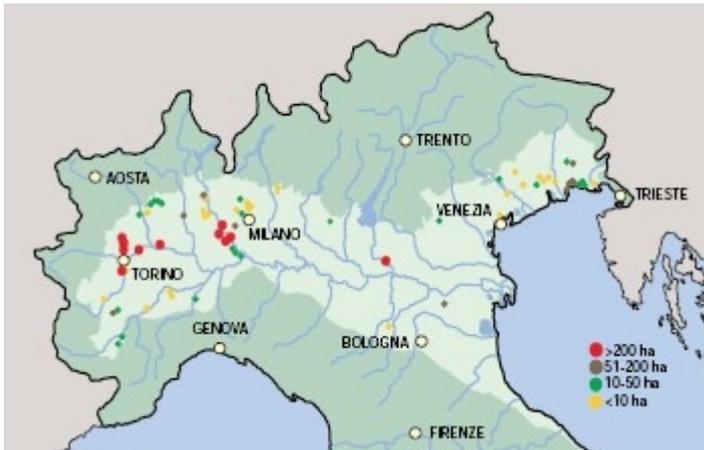
| | |
|--|--|
| <p>Composizione della vegetazione forestale della Pianura Friulana nel Neolitico antico, in base alle indagini antracologiche. Le specie forestali più rappresentate sono le querce, l'acero e i frassini. È assente il carpino. La preponderanza di melo, pero o biancospino, legata ad una selezione attiva dell'uomo, indica la presenza di ampie radure aperte nella foresta per coltivare i primi campi. Il ritrovamento di qualche carbone di vite silvestre indica un inizio di interesse verso questa specie, che verrà sottoposta a coltura solo nel I millennio a.C.</p> | <p>Composizione della vegetazione forestale della Pianura Lombarda nell'età del Bronzo, in base alle indagini antracologiche. Le querce sono ancora dominanti, i frassini scarseggiano, l'acero è assente. Il carpino è presente: i pollini ne indicano un'importanza molto maggiore di quanto segnalato dai carboni di legna. L'olmo è in netta crescita. Durante l'età del Bronzo, in tutta l'Italia settentrionale, il corniolo (<i>Cornus mas</i>) è sottoposto ad intensa coltura, forse per ricavare una bevanda dalla fermentazione dei frutti. Il pino, assente nei pollini, è quasi certamente specie importata dalle montagne.</p> |
|--|--|

L'ambiente nemorale: cosa rimane

Le uniche aree dove è stata possibile la permanenza di una certa vegetazione primigenia sono quelle lungo le sponde dei fiumi (se non interessati anch'essi da radicali spostamenti del proprio corso da parte dell'uomo), la cui azione morfogenetica ha sempre reso poco appetibili le terre per la continua divagazione degli alvei. Ma si tratta di piccoli e soprattutto ristretti lembi di terra, per lo più caratterizzata da vegetazione ripariale.

Gli unici boschi che si sono conservati lo devono al fatto di essere stati in passato e fino ad epoca recente luoghi legati all'esercizio di caccia (boschi della Valle del Ticino e della Mandria), al loisir della nobiltà (il Bosco della Fontana) o ancora alla permanenza di regole e statuti di sfruttamento e gestione antichi e conservatesi nei secoli. Per riportare un esempio nel Veneto, basti pensare alle vicende del Bosco Valdemar di Carpanedo: dal 1747 ad oggi la superficie si è contratta a soli due ettari dagli oltre cento originari.

Drammaticamente veloce è stata anche la scomparsa delle foreste di caccia dei Gonzaga di Mantova, che solo nel 1500 si estendevano su circa 2.000 ettari nei pressi del comune di Marmirolo. Le tappe della loro frammentazione sono state ricostruite a partire dal 1776 fino al 2000 anche in termini quantitativi. Per concludere il già tristissimo quadro, basti ricordare che solo nel 1893, quindi in tempi non molto lontani, è stato proposto di applicare al Bosco della Fontana un dettagliato progetto di "Riduzione a coltura ordinaria", fortunatamente mai attuato.



Mappa dei boschi più o meno noti ascrivibili ai quercocarpineti. (Mason, 2001)

Gli ultimi boschi della pianura veneta

Nella pianura veneta non sopravvivono grandi estensioni di bosco planiziario: quelle esistenti hanno tutte superfici inferiori a 25 ha e ciò evidenzia una condizione di notevole

frammentarietà, ai limiti delle possibilità stesse di sopravvivenza. Nonostante ciò alcuni boschi mostrano una composizione floristica complessa che conserva probabilmente alcune delle caratteristiche originali significative. Le principali formazioni boschive ascrivibili al quercocarpineto sono cinque: Bosco Carpenedo a Mestre, Bosco Olmè a Cessalto, Bosco Cavalier a Gorgo al Monticano, Bosco Basalghelle a Mansuè e Bosco Lison a Portogruaro. L'ultimo si caratterizza per una situazione di maggior disponibilità idrica rispetto agli altri.

La connotazione floristica e la composizione strutturale non sono uniformi, per cui a seguire vi sono alcune note sugli elementi comuni e sugli aspetti che caratterizzano in modo peculiare questi boschi rispetto a quelli già visti. Gli alberi presenti nello strato arboreo sono farnia, carpino bianco e acero campestre; ad essi si associano con frequenza, in condizioni di umidità crescente, olmo campestre e frassino meridionale e, polarizzandosi nelle situazioni più igrofile, pioppo bianco e salice bianco. La compagine arbustiva è abbastanza variamente strutturata e comprende tutti gli arbusti già segnalati (nocciolo, ligustro, prugnolo selvatico, fusaggine, biancospino comune, ecc.) accompagnati però da una serie di entità non osservate nella pianura più interna. Si tratta ad esempio della mediterranea clematide fiammola (*Clematis flammula*), del caprifoglio peloso (*Lonicera xylosteum*) e del mirtillo nero (*Vaccinium myrtillus*) dei rilievi alpini e prealpini, della lantana (*Viburnum lantana*), della clematide paonazza (*Clematis viticella*) e del raro bossolo (*Staphylea pinnata*) di provenienza orientale.

La stessa ricca commistione fitogeografica, che appare il carattere distintivo di questi frammenti forestali, è propria anche del corteggio erbaceo. Anche in questo caso si ripresentano le entità nemorali che abbiamo incontrato regolarmente nei boschi planiziari (anemone bianca, sigillo di Salomone maggiore, salvia vischiosa, erba maga (*Circaea lutetiana*), ecc.), ma si manifestano in modo più importante entità legate normalmente alla vegetazione forestale dei rilievi. Si tratta ad esempio dell'uva di volpe (*Paris quadrifolia*), della gramigna di Parnaso (*Maianthemum bifolium*), del sigillo di Salomone verticillato (*Polygonatum verticillatum*) e della carice digitata (*Carex digitata*). Compagno ancora specie mediterranee quali gigaro chiaro e latte di gallina giallo (*Ornithogalum pyrenaicum*). Gli aspetti caratterizzati da maggiore disponibilità di acqua vedono ancora l'ingresso di campanellino palustre (*Leucojum aestivum*), del gruppo di entità affini al ranuncolo-botton d'oro (*Ranunculus auricomus*), del favagello (*Ranunculus ficaria*) e dell'ofioglossa comune (*Ophioglossum vulgatum*), assai raro a dispetto del nome.

Una nota comune a tutti i boschi della pianura è l'essere stati soggetti a un drastico prelievo di legname durante gli anni della seconda guerra mondiale e ciò vale in modo particolare per la Pianura Veneta; la sovrapposizione degli effetti delle distruzioni di allora a quelli delle pratiche forestali di volta in volta adottate in seguito, hanno quindi prodotto la variabilità già ricordata, che si esprime con la differente dominanza delle entità arboree e il diverso assortimento strutturale delle compagini arborea, arbustiva ed erbacea (Mason, 2001).

PARTE SPECIALE

SISTEMI AGROFORESTALI, RETI ECOLOGICHE E BIODIVERSITÀ

*Io, per me, amo le strade che riescono agli erbosi
fossi dove in pozzanghere
mezzo seccate agguantano i ragazzi
qualche sparuta anguilla:
le viuzze che seguono i ciglioni,
discendono tra i ciuffi delle canne
e mettono negli orti, tra gli alberi [...]⁴*

Per sistemi agroforestali si intendono “soprassuoli arboreo/arbustivi a sviluppo per lo più lineare gestiti con tecniche forestali ed integrati nel ciclo produttivo agro-silvo-pastorale” (Franco, 2000). Tale definizione comprende un’ampia varietà di sistemi antropici o para naturali, potendo indicare tanto le siepi spinose adoperate per separare le greggi o le grandi fasce boscate riparali; “sistema agroforestale” può benissimo essere sostituito dai termini, con capacità descrittive altrettanto ampia, di siepe campestre, siepe rurale o semplicemente siepe.

In generale comunque, se non diversamente specificato, si intendono siepi rurali a uno o più filari, composte da uno strato erbaceo, arboreo ed arbustivo, interessate da vari tipi di governo selvicolturale.

Il ruolo storico-sociale dei sistemi agroforestali e la loro evoluzione temporale:

I sistemi agroforestali sono presenti nei paesaggi rurali europei (Italia, Francia ed Inghilterra in particolare) sicuramente dall’epoca pre-romana, e si sono modificati in forma, struttura ed estensione al passo con le trasformazioni socioeconomiche del paesaggio, con le tecniche agronomiche e sulla base delle diverse condizioni pedo-ambientali. Infatti le modificazioni nell’uso del paesaggio rurale in generale, e di questi sistemi in particolare, sono avvenute piuttosto lentamente sino a circa un secolo fa, con un tasso di cambiamento decisamente più rapido a seguito dell’avvento dell’agricoltura industriale e dell’avvento dei paesaggi di tipo agro industriale ad energia solare e combustibile (Naveh, 1994).

Periodo preistorico e preromano

L’individuazione di prove dell’esistenza di sistemi agroforestali in periodo preromano e la loro datazione non risulta immediata, soprattutto in contesti caratterizzati da una cultura scritta ed iconografica meno evoluta di quella greca. Per il periodo preromano esistono in Inghilterra varie indicazioni archeologiche sulla presenza di siepi che risultano più frequenti nel periodo del bronzo rispetto a quello del ferro.

In Italia la presenza di siepi divisorie è evidente invece sin dall’epoca greca (IV sec. a.C.), mentre durante il periodo etrusco nella pianura padana invasa dai Galli si sviluppa la vite maritata, che sopravviverà in varie forme fino ad oggi.

⁴ E. Montale: “Ossi di Seppia”

Le prime evidenze scritte sulla presenza di siepi in Inghilterra derivano dal *De bello Gallico*, dove si riporta l'abitudine della popolazione dei Nervii di creare dense siepi per proteggersi dai nemici. Inoltre una serie di riferimenti archeologici in almeno due siti inglesi attesta la presenza di siepi nel periodo romano (Evans, 1992). Nel primo caso (Dumartonshire) la presenza di residui di *Crataegus* è stata associata alla realizzazione di siepi per il controllo degli armenti in un periodo di espansione del seminativo. Nel secondo caso (Oxfordshire) si sono riscontrati residui di *Rosa* e *Crataegus*, che in base alla localizzazione ed al tipo di pollini e resti rilevati si è ipotizzato costituissero siepi di contenimento o divisione degli appezzamenti.

Dopo l'800 è possibile invece datare i sistemi agroforestali con il metodo Hooper, che si basa sul numero e tipo di specie presenti. Il tipo di storia evolutiva delle siepi (Hooper, 1970) ha messo in luce come con l'aumentare dell'età dell'impianto aumenti il numero di specie (600 anni 6-10 specie, 100 anni 4 specie); l'affidabilità del metodo è correlata al tipo di gestione del paesaggio, per cui fornisce buoni risultati se applicato allo studio di campagna inglese, ma non se utilizzato per lo studio di paesaggi come quello francese o italiano.

Anche questo suggerisce come la complessità strutturale delle siepi varia moltissimo in relazione alle tradizioni locali, alle condizioni pedoclimatiche ed al tipo di agricoltura, e naturalmente come il governo ed il trattamento variano in relazione alle diverse necessità ed abitudini.

Periodo romano e medioevo

È con il potente segno del paesaggio lasciato dalla gestione agraria operata dai romani, e in particolare con la centuriazione e la presenza del *compascum*, che si disegna una differenza generalizzata e prolungata sino all'età moderna tra il campo aperto dell'Europa del Centro Nord e il campo chiuso altrove, quest'ultimo associato ad elementi divisorii, generalmente costituito da siepi di varia struttura.

In Italia con la decadenza dell'impero romano si assiste alla disgregazione delle forme del paesaggio determinate dall'impero stesso, e alla frammentazione e ed isolamento dei centri abitati; sino a circa l'anno 1000 si nota inoltre lo sviluppo progressivo del *compascum*, del paesaggio forestale su quello agricolo ed il prevalere delle attività silvopastorali su quelle agricole; in particolar modo si sviluppa particolarmente nei boschi e nelle foreste l'allevamento brado dei suini (selve di querce e faggi); da qui il passaggio dai campi chiusi a quelli aperti (perdita di elementi divisorii) coltivati a cereali poveri, che interessa le zone extra urbane durante il medio Evo. È invece a ridosso delle città che si ricostruisce progressivamente un paesaggio a campi chiusi, orti e vigneti, che vede proprio nell'"*hortus conclusus*" l'archetipo del giardino europeo, e la presenza di siepi ed alberature divisorie come elementi dominanti.

Nel resto d'Europa rimane invece predominante il sistema a campi aperti, con tutte le dovute eccezioni.

Dall'XI° al XIII° sec., in particolare in Italia, si sviluppano e coordinano le potenzialità produttive delle comunità che portano alla progressiva ricolonizzazione delle aree forestali ed umide, e quindi ad ampi interventi associativi di bonifica e dissodamento, che generano una progressiva ritrasformazione del paesaggio agrario. Proprio in questo periodo ha impulso la realizzazione di piantagioni arboreo-arbustive e, soprattutto in pianura, di piantate maritate, mentre i sistemi agroforestali, non necessariamente vitati, assumono un ruolo importante nelle sistemazioni collinari a girapoggio e tagliapoggio, sistemazioni ancora al di là da venire nel resto d'Europa e che continueranno a svilupparsi nel rinascimento sino alla rivoluzione industriale ed oltre.

Con il finire dell'epoca dei comuni e col prevalere del maggese sui campi ad erba, nel paesaggio agrario e non più periurbano, aumenta progressivamente la sistemazione a campo chiuso

(simile al *bocage*), dove l'impianto arboreo ed arbustivo non ha solo la funzione divisoria ma anche di produzione foraggiera attraverso fogliame e frasca.

Rinascimento

In Italia le condizioni che determinano la diffusione dei sistemi agroforestali si sviluppano nel rinascimento, che vede da un lato l'ulteriore frammentazione degli appezzamenti non collinari (sistemazione "a porche") e dall'altro lo sviluppo degli erbai specializzati, a maggior ragione protetti da chiusure costituite da siepi. Con la nascita delle marcite lombardo-padane si determinano inoltre forti differenziazioni tra i diversi modelli agricoli, con le conseguenti trasformazioni paesaggistiche sia nel nord che nel sud Italia.

Una nuova riduzione dei sistemi agroforestali si ha in Italia tra il XVII° ed il XVIII sec. in corrispondenza ad un incremento dei disordini idraulici, degli impaludamenti e dell'estensione dell'allevamento ovino, fattori che degradano parzialmente il paesaggio a campi chiusi verso il campo aperto, con la conseguente diminuzione degli elementi divisorivi vivi (siepi) o morti che fossero. Certamente in questo periodo si ha una contrazione della presenza dei sistemi agroforestali ma per quelli che persistono il ruolo funzionale si consolida. Nelle zone pianeggianti rimangono e anzi aumentano l'alberata tosco-umbro-marchigiana e la piantata padana: sono questi gli elementi che caratterizzano il paesaggio Emiliano e Veneto e fungono da contrasto ai fattori disgreganti di cui sopra.

Le differenze tra i due sistemi consistono nella densità di impianto e nell'associato ruolo di regimazione delle acque. In ogni caso il risultato è che il sistema ad alberata e a piantata va ad interessare la superficie coltivata creando un reticolo continuo che ha parecchie somiglianze con il *bocage* di alcune regioni francesi.

La fase di contrazione, corrispondente alla nuova diffusione del sistema "a campo aperto", tende ad invertirsi con lo sviluppo di una borghesia rurale, anche di origine aristocratica, che spinge al sistema a campi chiusi ed alla realizzazione di sistemi agroforestali di separazione.



Figura 5: la degradazione del paesaggio collinare e montano in *Gavinana attaccate dalle milizie dell'Orange del Vasari* (Archivi Alinari)

Rivoluzione industriale ed epoca moderna

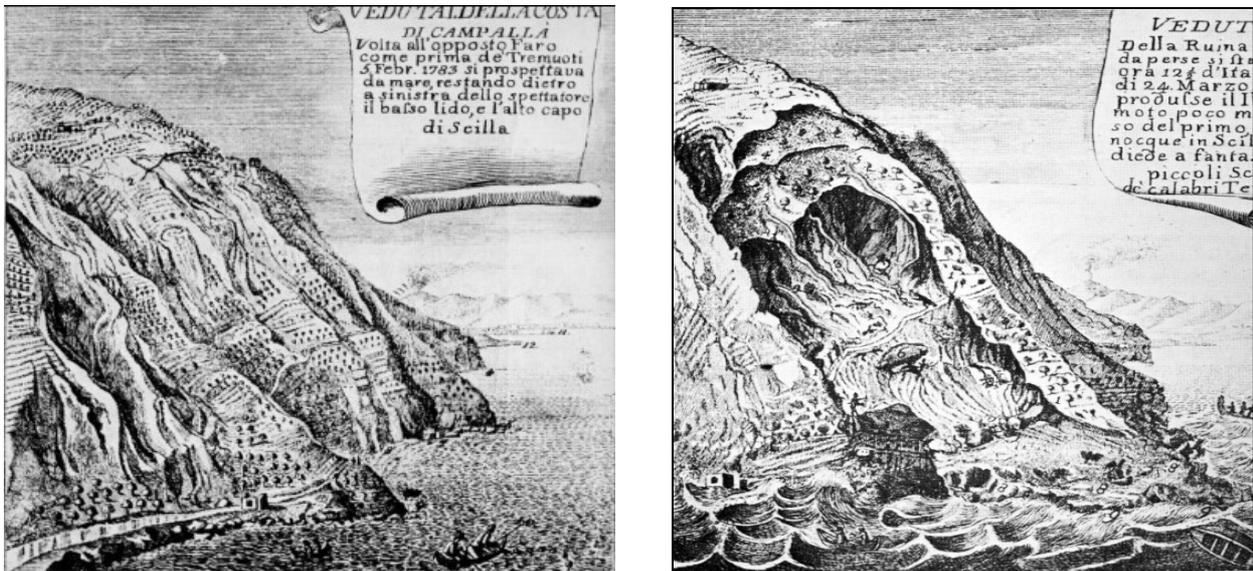


Figura 6: disboscamenti, dissodamenti e degradazione del paesaggio collinare e montano in una stampa popolare di fine settecento: la riva calabrese dello Stretto disboscata e ridotta a coltura e poi degradata da una enorme frana.

In Italia durante tutto l'800, con il perfezionamento del sistema idraulico, i sistemi agroforestali vengono associati alla rete idraulica e di conseguenza permangono, pur manifestando diverse caratteristiche. Nell'area padana e nelle prime fasce collinari, la piantata raggiunge la massima espansione, differenziandosi in base alla funzione. Ricordiamo solo la sistemazione alla bolognese, con baulatura longitudinale che favorisce lo sgrondo lungo scoline longitudinali accoppiate ed associate a piantate tra le quali si praticano colture erbacee su di una larghezza di 3/6 metri, e la sistemazione veneta a cavino, caratterizzata da baulatura trasversale, che sgronda le acque in eccesso verso cavedagne che corrono lungo la cresta dei campi, e da piantate longitudinali su strisce di terreno larghe 4/5 metri.

Dalla fine del diciannovesimo secolo inizia la rivoluzione agronomica che interessa dapprima l'area emiliana romagnola e parzialmente la lombardo-veneta. Lo sviluppo agronomico non interessa soltanto la produttività delle colture, che aumentano vertiginosamente, ma anche lo sviluppo delle colture industriali (barbabietola da zucchero, canapa) e specializzate (frutteti), inoltre veicola una sistemazione detta "larga" nella quale aumenta l'estensione dei campi, si razionalizza il sistema idraulico e diminuiscono le alberature.

Questo sistema si estende e si intensifica con le grandi bonifiche iniziate nella prima metà del '900 e con il definitivo affermarsi di una agricoltura industriale e fortemente meccanizzata, che ha portato alla progressiva scomparsa della sistemazione a piantata e dei sistemi agroforestali in genere.

Il ruolo dei sistemi agroforestali a scala di paesaggio

Ai fini del nostro lavoro, è fondamentale vedere il valore qualitativo e quantitativo dei sistemi agroforestali a scala di paesaggio. Diviene importante in seguito a ciò definire i concetti di struttura e funzione in senso ecologico.

Il concetto di **struttura** attiene alla distribuzione di materia vivente in un ecosistema e/o in un sistema di ecosistemi. Così, se la struttura di una singola siepe è definita dalla distribuzione dei diversi tipi di piante ed animali per cui una certa pianta è elemento strutturale di una singola siepe, a scala di paesaggio, invece sono gli stessi sistemi agroforestali a costituire alcuni tra gli elementi strutturali del paesaggio.

Il concetto di **funzione/processo** attiene invece ai flussi di materia ed energia che percorrono in circolo o in rete i singoli ecosistemi o sistemi di ecosistemi. A scala di paesaggio le funzioni o i processi relativi alla presenza di strutture agroforestali si possono inquadrare in una serie di categorie principali, che si classificano come segue:

- Flussi di organismi viventi (flussi biotici)
- Flussi anemocorici o climatici
- Flussi idrogeochimici (flussi idrici e biogeochimici)
- Flussi socioeconomici (flussi economici e culturali)

Interazioni con il tipo di paesaggio

Il tipo di paesaggio varia in funzione delle diverse scelte ed esperienze degli agricoltori. Dal punto di vista statico questa forte relazione tra pratiche agricole e composizione floristica dei sistemi agroforestali è spiegata:

1. dal tipo di uso del suolo
2. dal tipo di gestione delle siepi
3. dalla grandezza media degli appezzamenti

Inoltre considerando le condizioni stazionali, le condizioni di margine (larghezza, permeabilità dei vari strati della siepe, ecc.), l'uso del suolo (rotazione, coltivazione) e le pratiche colturali (lavorazioni, antiparassitari) emerge che sono la "distribuzione spaziale dell'uso del suolo e le "condizioni stazionali" ad essere degli elementi discriminanti nella composizione floristica.

Si deve perciò considerare che queste variabili sono anche determinate dalle condizioni socio-economiche e dalle caratteristiche imprenditoriali e consuetudinarie degli agricoltori. **Si può allora concludere che è l'interazione tra le condizioni ambientali e tali processi socio-culturali a determinare la composizione floristica delle siepi (Franco, 2000).**

Il "tipo di paesaggio" (caratterizzato da diverse distribuzioni della grana, dall'estensione del reticolo delle siepi, ecc..) spiega il 21% della variabilità delle specie erbacee totali delle siepi presenti (LeCour *et al.*, 1997). Esso condiziona anche le dinamiche di popolazione faunistica. Si è scoperto, ad esempio, che sia i tipi di paesaggio, classificati anche in base alla presenza di sistemi agroforestali, che le sue unità influenzano tanto la diffusione che la densità di popolazioni di micromammiferi "non forestali" (come il *Microtus arvalis*). Infine in un lavoro sugli odonati, Taylor e Merriam (1996) hanno rilevato che il rapporto con i parassiti varia in funzione della frammentazione del tipo di paesaggio forestale (frammentato da corsi d'acqua e pascoli o non frammentato, cioè la foresta continua).

Il contributo alla biodiversità

Alle nostre latitudini una semplificazione delle “strutture” e delle “funzioni” di un ecosistema porta in generale ad una minore stabilità, e questo vale a maggior ragione per un agro-ecosistema, di per sé già semplificato, oggi mantenuto ad elevate produzioni mediante forti input energetici e grazie ad un controllo spinto della competizione (Naveh e Liberman, 1994).

Di contro, un aumento della diversificazione biologica, rappresentato da una razionale rete di siepi ed aree marginali, porta ad una diminuzione di tali input e forme di controllo dei parassiti, garantendo una maggior stabilità e/o capacità omeostatica del sistema (Bhar e Fahring, 1998; Burel, 1996; Forman, 1995; Green 1994; Verboom e Huitema, 1997).

La creazione di microhabitat diversificati introdotti dalla presenza di siepi, tanto sul piano microambientale che sul piano delle comunità vegetali, supportano una particolare diversità specifica sia di erbivori che di predatori, che aumenta notevolmente in presenza di sistemi agroforestali ed in funzione della complessità strutturale e compositiva di questi.

I sistemi agroforestali infatti ospitano numerosi predatori di parassiti fitofagi, che possono essere controllati da predatori con efficacia decrescente all'aumentare della distanza della siepe stessa; la capacità di creare un ambiente adatto ad intensificare l'efficienza predatoria aumenta con l'età di impianto e con la complessità compositiva e strutturale (Sustek, 1998).

Per quanto riguarda la varietà di specie floristiche e tra queste la presenza di specie nemorali all'interno di siepi si rimanda al paragrafo successivo ed ai capitoli che verranno più avanti, quando verrà spiegato il lavoro di ricerca sperimentale eseguito nella pianura saccisica.

Certamente comunque la gestione degli impianti ha effetto sia sulla biodiversità del singolo impianto che del paesaggio nel suo complesso.

Interazioni tra uso del suolo e biodiversità

L'uso del suolo influenza notevolmente la composizione floristica dello strato erbaceo basale (Burel, 1996) con una ricchezza massima lungo i bordi boscati-cespugliati che diminuisce in presenza di colture a prato intensivo-a prato cerealicole-non cerealicole. Questo tipo di influenza è molto evidente in presenza di siepi larghe (5-20 m), mentre diminuisce in presenza di siepi monofilari.

Queste considerazioni sono in parte in accordo con altri risultati (LeCourt *et al*, 1997), che stabiliscono che:

- a) la struttura della siepe influenza l'abbondanza e la variabilità floristica (Burel e Baudry, 1988; Hegarthy, 1994);
- b) l'uso del suolo, rispetto alle pratiche colturali del margine, rende conto maggiormente della variazione specifica (maggiore ricchezza lungo i prati che lungo gli arativi, Cummins R.P. e France D.D., 1994). Questo risultato non convalida l'ipotesi per cui le pratiche colturali (falcatura e diserbo) spostino la composizione erbacea da piante perenni a malerbe annuali;
- c) l'orientamento non influenza la variabilità specifica.

In un lavoro internazionale (Marshall *et al.*, 1996) i risultati comuni di studi fatti per i siti francesi ed inglesi permettono di riorganizzare le conoscenze acquisite sino ad oggi sull'argomento che possono essere così sintetizzate:

1. il primo elemento discriminante sulla composizione floristica sono le condizioni stazionali;
2. la struttura (e dunque il tipo di governo) della siepe influenza la composizione floristica;
3. la gestione delle aree limitrofe ed il disturbo conseguente influenzano la composizione floristica;
4. struttura e gestione dipendono sostanzialmente dall'agricoltore;
5. la diversità specifica non riflette necessariamente la complessità strutturale;
6. la posizione in paesaggi di diverso tipo influenza la composizione e la diversità floristica.

Il tipo d'uso del suolo influenza anche la fauna legata ai sistemi agroforestali. Nel caso dell'avifauna, ad esempio, si è dimostrato che questo fattore ha un ruolo significativo nell'utilizzo delle siepi da parte di 5 specie passerine (Green, 1994), determinando un aumento della ricchezza specifica a carico di sistemi agroforestali nel caso di prati stabili rispetto all'arativo.

In generale la variazione dell'uso del suolo da agricolo, agricolo con reti agroforestali e forestale, influenza decisamente sia la varietà che la densità specifica, con una varietà che aumenta dai paesaggi forestali ad agricoli con reti ecologiche e diventa minima nei paesaggi agricolo-industriali (Balent e Courtiade, 1992; Boudry e Burel, 1988) tanto da individuare nell'abbandono dei terreni agricoli per le formazioni forestali un problema nella gestione della diversità specifica (Farina, 1997).

Le funzioni dei sistemi agroforestali a scala di paesaggio: i corridoi ecologici

Dal punto di vista ecologico e paesaggistico i sistemi agroforestali vengono definiti **corridoi** : “i corridoi sono ecosistemi (o meglio ecotopi) di forma lineare con caratteri propri che differiscono dalle condizioni circostanti (Franco, 2000)”.

Le caratteristiche dei corridoi, in particolare dei corridoi vegetati, variano in funzione della struttura interna ed esterna, e sono influenzate da una serie di attributi:

- la *larghezza* (parametro della struttura orizzontale), che nei corridoi ingloba l'effetto gradiente tra i due margini del sistema, le cui caratteristiche ambientali generalmente differiscono tra loro e confinano con abitata diversi;
- la *porzione centrale*, che può possedere peculiarità ecologiche proprie o contenere ecosistemi diversi (corsi d'acqua, strade, muretti, ecc.);
- la *composizione* e la *struttura verticale*;

I corridoi esplicano nel paesaggio una serie di funzioni che sono state inquadrate in 5 categorie dominanti (Forman, 1995) che possono risultare particolarmente evidenti se tradotte in termini di beneficio in qualche modo valutabile dall'uomo, ad esempio beneficio sociale (confini, legno, protezione, beneficio estetico (miglioramento della qualità percettiva del paesaggio), controllo dell'inquinamento diffuso, miglioramento della quantità e qualità della fauna (anche venatoria), biodiversità.

Le funzioni ricordate sono quelle di habitat, origine (*source*), assorbimento (*sink*), trasporto e barriera, e sono tutte influenzate da due caratteristiche dominanti: **la struttura orizzontale e la connessione**.

Ci soffermiamo in particolare su due aspetti delle 5 funzioni appena descritte, che sono più inerenti al lavoro sperimentale sulla presenza di specie erbacee descritto in seguito: **la funzione di habitat ed i flussi biotici**.

La funzione di habitat

La funzione di habitat dei corridoi vegetati è stata ben studiata per alcuni taxa, ed in generale si può affermare che questi ecotopi sono dominati da specie generaliste e di margine.

Inoltre molte specie animali e vegetali sono limitate, nei paesaggi attuali, ai sistemi agroforestali, beneficiando dell'effetto margine e della presenza di acqua, spesso associata a questi impianti che dunque contribuiscono in maniera potente alla biodiversità (Burel e Braudy, 1995). Le specie sono in questo caso presenti con una densità e diversità elevate perché i corridoi infatti costituiscono margini tra successioni di macchie di diverso tipo (Forman, 1995). I sistemi agroforestali possono essere di origine artificiale o residui di precedenti aree boscate e possono presentare una maggiore o minore diversità specifica e strutturale.

La *struttura* può influenzare il tipo, la densità e la varietà di specie presenti: nella porzione centrale dei corridoi più larghi possono essere presenti specie di interno, mentre al diminuire della larghezza dominano le specie di margine e/o rustiche.

La *larghezza*, componente della struttura, sembra essere un buon indicatore della diversità specifica, in stretta relazione con la complessità verticale e l'altezza, in particolare per l'accoppiamento e la nidificazione di uccelli di varie specie (Boatman *et al.*, 1992; Green, 1994).

Anche siepi non larghe (monofilari), purché strutturate e diversificate compositivamente, possono servire ai toporagno e microtidi stabili (La Polla e Barret, 1993; Tew, 1994), e lo stesso vale per innumerevoli insetti (Burel, 1992; Sustek, 1998).

Certamente la larghezza influenza anche la **varietà floristica** di un sistema agroforestale: in uno studio compiuto nel New Jersey (USA) su siepi di larghezza variabile tra 4 e 12 m, si è stimato che sulle siepi di 8-12 m circa il 10% delle specie erbacee erano costituite da specie forestali d'interno (Forman e Godron, 1986).

Questo si pensa sia dovuto alla modificazione microclimatica presente all'interno dei sistemi agroforestali.

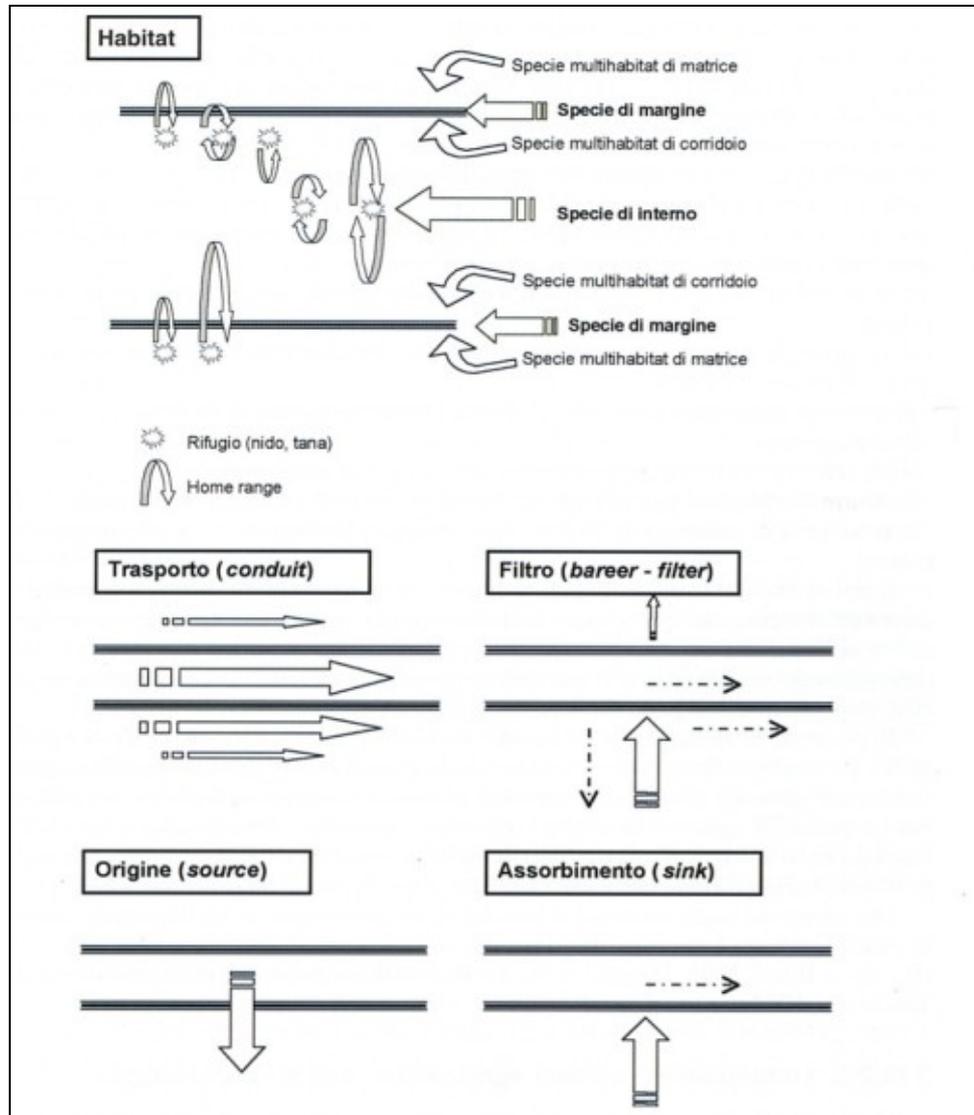


Figura 7: si riportano graficamente le 5 funzioni paesaggistiche dei corridoi ecologici. Nello schema della funzione habitat sono localizzati i rifugi ed i movimenti interessati. Negli altri schemi le dimensioni delle frecce corrispondono alla probabilità dei possibili flussi di energia e/o di materia (da Forman, 1995; modificato).

L'altezza del sistema influenza in particolare la fauna volante, agendo anche sull'anemometria: in relazione a questo parametro aumenta infatti la densità di insetti di piccole dimensioni volanti e di pipistrelli e serotinidi, loro predatori (Verboom e Huitema, 1997).

Infine la *composizione* del sistema influenza il tipo di fauna residente per il tipo di cibo e protezione offerti (AA.VV., 1997), le siepi sono ad esempio utilizzate per il nutrimento diurno da molte farfalle. Le caratteristiche strutturali e compositive delle siepi sono non a caso utilizzate per la gestione faunistica a scopo venatorio (Boatman *et al.*, 1992).

Dunque dal punto di vista faunistico e floristico i corridoi arboreo arbustivi dotati di una struttura verticale ed orizzontale complessa e di un sistema erbaceo ed erbaceo sono i più indicati.

Spesso, infine, i sistemi agroforestali sono associati a strutture artificiali (muretti, staccionate) o a corsi d'acqua (artificiali o meno), che aumentano la variabilità di microhabitat presenti e la diversità floro-faunistica associata.

Flussi biotici e presenza di specie erbacee nei corridoi

Una lunga serie di lavori sperimentali indica la capacità dei sistemi agroforestali di favorire il movimento faunistico di svariati taxa (si vedano: Forman, 1995; La Polla e Barret, 1993; Sustek, 1998; Tew, 1994).

Le evidenze sulla capacità da parte dei sistemi agroforestali di promuovere il **movimento delle piante** sono più rarefatte. Il movimento può avvenire lentamente e per piccole distanze (attraverso processi di propagazione gamica ed agamica) o attraverso un meccanismo saltatorio, attraverso dispersione anemocora o zoocora (Franco, 2000; Sitzia, 2007).

In siepi abbandonate di un paesaggio rurale del New Jersey (Burel e Baudry, 1988) si sono chiaramente osservati i movimenti delle piante: la presenza di specie forestali era funzione della larghezza (almeno 4 m), della connessione e della distanza delle macchie boscate. Analoghe conclusioni ed esperimenti sono state effettuate nella pianura veneta intorno a Venezia, dove si è visto che appunto la larghezza della siepe (soprattutto sopra i 12 m) influenza la presenza di specie nemorali, e che l'uso del suolo intorno è abbastanza ininfluenza (Sitzia, 2007).

In Olanda esperimenti simili sono stati fatti per studiare le dinamiche di metapopolazione delle piante vascolari lungo il Reno (Burel, 1996).

Recentemente un lavoro di ampio respiro svolto in Boemia ha confermato abbondantemente questo tipo di flussi biotici analizzando l'influenza di vari tipi di corridoi sul movimento di circa 400 piante vascolari (Nováková, 1998).

Simulazioni specifiche hanno però messo in luce che il tasso di migrazione di specie erbacee può essere ridotto nelle specie a dispersione ravvicinata e di conseguenza hanno rilevato la difficoltà di creare reti di corridoi per unire aree dove sono presenti specie in pericolo (Van Dorp *et al.*, 1997).

Le specie erbacee nemorali (o forestali) sono specie tipiche dell'interno bosco (per questo nella letteratura scientifica in lingua inglese sono definite anche "*interior species*") essendo adattate a stazioni sottoposte a notevole copertura arborea (con tutte le conseguenze su disponibilità di luce e microclima) e con suoli evoluti caratterizzati da abbondante e spessa lettiera organica. Peterken (in Sitzia, 2004c) ritiene, fra l'altro, che solo poche specie siano vere nemorali obbligate (*Neottia nidus-avis*, ad esempio), dato che anche specie apparentemente confinate agli ambienti forestali, come *Paris quadrifolia*, permangono anche in ambienti pascolati luminosi, recentemente ottenuti dal taglio del bosco. Poche specie riescono però a resistere in pascoli intensamente utilizzati, mentre altre crescono nei prati o lungo le scarpate ferroviarie (ad esempio *Anemone nemorosa*, *Listera ovata*, *Ranunculus auricomus*) in quanto il regime colturale adottato permette, come nei cedui, la crescita e la fioritura primaverili. Anche per *Aegopodium podagraria* è da tempo conosciuto un comportamento ambiguo nella distribuzione (Bates, in Sitzia, 2004c; p.55).

Hermy *et al.* (1999) ritengono che, dal punto di vista pratico, la connotazione di una specie come forestale si possa considerare legata alla sua incapacità di colonizzare in tempi rapidi foreste di recente impianto.

Oggi nei paesaggi frammentati dell'Europa Occidentale le specie erbacee forestali sopravvivono essenzialmente all'interno delle macchie boscate relitte di maggiori dimensioni dove caratteri microclimatici e pedologici peculiari ne consentono la sopravvivenza e lo sviluppo; tali

boschi possono fungere da source garantendo la dispersione delle specie nemorali verso le siepi e le altre macchie deficitarie presenti nell'intorno.

Uno studio di McCollin *et al.* (2000) rivela come la composizione floristica delle siepi campestri indichi generalmente un habitat caratterizzato, rispetto all'interno del bosco, da maggiore continentalità, clima più secco, maggiore concentrazione di nitrati e fosfati nel suolo e minore acidità dello stesso (come confermato anche da Bossuyt *et al.*, 1999); ciò consente di assimilare dal punto di vista ecologico le siepi ai margini dei boschi rendendo più probabile la presenza di specie forestali di ecotono piuttosto che di specie nemorali (McCollin *et al.*, cit.; Forman, cit.). A tal proposito però, Matlack (in Corbit *et al.*, 1999) evidenzia come l'effetto margine non comporti necessariamente una riduzione del numero di erbe nemorali; talvolta anzi, le fasce di ecotono risultano più ricche dell'interno bosco. Per le diverse specie nemorali l'effetto margine può essere positivo o negativo cosicché per alcune piante la siepe può costituire un habitat favorevole mentre per altre possono esserci problemi dovuti sia all'ambiente che a limiti alla dispersione (Matlack in Corbit *et al.*, cit.; p.229). A tal proposito, uno studio condotto in Belgio da Bossuyt *et al.* (ibid.) su aree forestali recenti di diversa età rigeneratesi spontaneamente su ex suoli agricoli adiacenti ad un'antica foresta primaria, evidenzia come tutte le specie forestali siano riuscite a migrare attraverso la fascia di ecotono dalla foresta relitta ai nuovi boschi; secondo tale studio e secondo Matlack (1994) le differenze vegetazionali tra macchie relitte e boschi recenti sono più qualitative che quantitative.

McCollin *et al.* (2000) affermano che, nonostante le siepi rappresentino un habitat utilizzato dalla maggior parte delle specie forestali, in genere nei corridoi arborei si possono rinvenire solo poche tipiche associazioni di piante erbacee forestali: la minor eterogeneità ambientale presente nelle siepi limita infatti la colonizzazione delle stesse da parte di certe specie forestali, in particolare di quelle nemorali, che sono proprio le meno rappresentate. D'altra parte, la presenza di interior species anche in formazioni arboree lineari (Peterken & Game, 1981; Zanetti, 1997; Forman, 1995; Corbit *et al.*, cit.; McCollin *et al.*, cit.; Boutin *et al.*, 2002; Sitzia, 2004c) sembra confermare l'ipotesi secondo cui anche le siepi possono rappresentare importanti habitat rifugio per le specie nemorali (ibid.), spesso rare e minacciate, ed eventualmente fungere da corridoi per il movimento delle stesse all'interno del paesaggio (Forman, cit.; Corbit *et al.*, cit.).

Le reti ecologiche agroforestali

L'intersezione di più corridoi di uno stesso tipo forma una rete. Naturalmente reti di diversi corridoi sono più o meno sovrapposte: tipicamente nel caso di paesaggi culturali (di antica antropizzazione) le reti di siepi sono associate, ad esempio, a reti di strade o corsi d'acqua, artificiali o meno.

Le reti di sistemi agroforestali, siano di impianto antropico che residui di disboscamenti, sono mantenute a costo di energia e possono cambiare strutturalmente nel tempo. Ad esempio il numero di siepi, la densità arborea ed il numero di connessioni sono diminuite nel corso di 35 anni in una provincia francese, pur rimanendo costante la lunghezza complessiva (Burel e Baudry, 1988).

Gli elementi strutturali fondamentali di una rete di sistemi agroforestali sono i legami ed i nodi.

I *legami* (corridoi boscati) possono essere larghi o stretti, lunghi o corti, rettilinei o circonvoluti, ed ognuna di queste caratteristiche può influenzare le funzioni ecologiche a livello di paesaggio espresse dai corridoi ecologici. Il numero di legami per nodo è per la siepe mediamente di tre, perché sono mediamente più comuni le intersezioni a "T" che a "X" (Burel e Baudry, 1988; Forman e Godron, 1986).

I *nodi* derivano dall'intersezione di due o più legami o sono rappresentativi del legame stesso. Nei nodi si riscontra una maggiore diversità floro-faunistica rispetto ai legami e si osserva un minore impatto della attività agricola circostante (Fry, 1994).

La diversità floristica appare maggiore nei nodi che nei legami a tutti i livelli del biospazio occupato (muscinale, erbaceo, arbustivo ed arboreo), e questo avviene nei sistemi arboreo arbustivi ma non nei corridoi esclusivamente erbacei; inoltre questa maggiore diversità non sembra tanto influenzata da una differente disponibilità di nutrienti, ma da un diverso microclima (Dover *et al.*, 1998).

Certamente anche il *tipo di connessione* (in particolare influenzato dal “numero” di braccia) determina tanto il movimento di specie animali (vertebrati) che di specie vegetali (trasportate da vertebrati) creando in questo caso un microclima favorevole alla vegetazione (Riffel e Gutzwiller, 1996).

Le reti sono dunque costituite da corridoi e supportano le funzioni paesaggistiche che questi possono esplicare. La cosa interessante, però, è che queste funzioni non sono espresse come “sommatoria delle funzioni dei sistemi di siepi” (corridoi), ma hanno peculiarità proprie, ovvero la messa in rete dei corridoi determina l’insorgere di caratteristiche intrinseche alla nuova struttura creata.

Le siepi del paesaggio veneto

Non abbiamo ancora oggi una univoca definizione sull'unità del paesaggio "siepe"; abbiamo visto prima che Franco (2000) nella sua definizione di sistemi agroforestali comprende un'ampia varietà di sistemi antropici o para-naturali, inquadrando le siepi campestri come "soprassuoli arboreo/arbustivo a sviluppo per lo più lineare gestiti con tecniche forestali ed integrati nel ciclo produttivo agro-silvo-pastorale". In generale si riferisce a siepi rurali a uno o più filari, costituite da uno strato erbaceo, arboreo ed arbustivo, interessate da diversi governi selvicolturali.

Più particolareggiata è la definizione data dallo Steering Group per il UK Biodiversity Action Plan (Bickmore, 2002) che indica in 5 metri la larghezza minima di una siepe. La lunghezza deve essere di almeno 20 metri e il termine coincide con il punto di intersezione o di giunzione con un'altra siepe oppure con uno spazio privo di arbusti e alberi superiore ai 20 metri (*gap*).

Così come la definizione, anche la classificazione di una siepe risulta complessa. La difficoltà nasce dal fatto che le siepi si presentano diversificate sia nella struttura che nella composizione vegetale (Franco, 2000). La struttura e la diversità specifica delle siepi sono infatti il frutto dell'interazione nel tempo tra fattori antropici (modalità di trattamento, gestione colturale, frammentazione fondiaria) e fattori ambientali (clima e caratteristiche pedoambientali).

Nel presente paragrafo sono state riportate diverse classificazioni, ognuna delle quali mostra una diversa attitudine alla descrizione dei sistemi lineari arborei. La seguente, quindi, non vuole essere un'esautiva panoramica ma una veloce rassegna delle classificazioni utilizzabili nel contesto territoriale della pianura veneta.

Di facile applicazione risulta la classificazione dell'Azienda Regionale delle Foreste del Veneto (1992) che, sulla base della complessità strutturale, distingue le siepi campestri in 5 categorie tipologiche:

1. **Piantata** (con o senza viti): composta da alberi con funzioni di tutori vivi per le viti.
2. **Monoplana bassa**: composta da arbusti e ceppaie, soli arbusti o solo ceppaie; rispetto all'orizzonte prive del piano d'altofusto.
3. **Monoplana alta**: composta da capitozze ed altofusto, solo capitozze o solo altofusto; rispetto all'orizzonte priva del piano arbustivo.
4. **Biplana**: composta da capitozze ed arbusti, capitozze e ceppaie, altofusto ed arbusti, altofusto e ceppaie; rispetto all'orizzonte ben distinta in due piani di vegetazione.
5. **Multiplana**: composta da arbusti, ceppaie, capitozze e altofusto; rispetto all'orizzonte apparente come una barriera compatta con i piani di vegetazione ben compenetrati tra loro.

Più dettagliata è la classificazione operata da Franco (2000), che inquadra i sistemi agroforestali non solo in funzione della struttura verticale, ma anche in funzione della "larghezza", associabile al numero di filari nei sistemi reimpiantati. Distingue in sistemi monostratificati e in pluristratificati. A loro volta suddivide i sistemi monostratificati secondo l'organizzazione planimetrica.

1. **Sistemi monofilare ad altofusto (filari)**: filari d'alberi ad altofusto associati generalmente al sistema viario ed utilizzati per la connotazione del paesaggio e/o per la delimitazione dei confini.

2. **Sistemi monofilare e/o plurifilare ceduati:** filari di alberi e/o arbusti alti ceduati con turni variabili tra i 5-15 anni con una funzione prevalentemente produttiva.
3. **Sistemi monofilare e/o plurifilare ad arbusti bassi:** composti da arbusti cespitanti o meno, spesso spinosi e densi, utilizzati per marcare i confini delle diverse proprietà e, in alcuni casi, per impedire lo spostamento degli armenti.

I sistemi pluristratificati, caratterizzati dalla presenza di specie vegetali che utilizzano nelle diverse altezze l'intero biospazio disponibile, si dividono anch'essi secondo l'organizzazione planimetrica:

1. **Sistemi biplani monofilare e/o plurifilare ad altofusto e ceduo:** impianti lineari governati a fustaia intervallati da alberi o arbusti alti governati a ceduo, con turni della fustaia multipli rispetto al ceduo.
2. **Sistemi biplani monofilare e/o plurifilare ad altofusto ed arbusti bassi:** formazioni in cui gli alberi hanno funzione di ombreggiamento mentre i cespugli fungono da barriera per il pascolo.
3. **Sistemi biplani monofilare e/o plurifilare a ceduo ed arbusti bassi:** il ceduo assolve alla funzione produttiva con turni solitamente variabili tra i 4 e i 12 anni. Gli arbusti, invece, possono fungere da barriera o da complemento strutturale dell'impianto.
4. **Sistemi multiplani:** rappresentano sistemi strutturalmente complessi costituiti da arbusti bassi, alti e/o alberi governati a ceduo e a fustaia. I turni della fustaia risultano multipli dei turni di ceduzione.

L'Istitut pour le Developement Forestier (1981) opera una distinzione in base all'azione frangivento.

1. **Grande frangivento:** necessita della presenza di alberi d'altofusto di prima grandezza; non prevede la presenza obbligatoria di alberi ad altofusto di seconda grandezza, alberi governati a ceppaia e arbusti cespugliosi.
2. **Medio frangivento:** costituito da alberi a ceppaia e/o arbusti cespugliosi.
3. **Fasce boscate:** costituite da grandi e/o medi frangivento, generalmente disposti su due file distanziate di 2-3 metri.
4. **Siepi di conifere:** distinte in siepi a medio sviluppo (da 3-4 metri a 8-10 metri di altezza) e a grande sviluppo.
5. **Siepi di arbusti a foglie persistenti:** presentano un'altezza massima pari a 3-5 metri (specie caratteristiche: *Berberis* sp. pl., *Cotoneaster* sp. pl., *Eleagnus* sp. pl., *Pyracantha* sp. pl.).
6. **Siepi ornamentali:** formazioni di specie e varietà coltivate che presentano fogliame persistente in inverno, fogliame decorativo, fioritura vistosa in una delle quattro stagioni, fruttificazione autunnale e a volte persistente anche d'inverno.
7. **Siepi campestri:** sistemi con altezza massima pari a 3-5 metri, spontanei o subspontanei, che si trovano sulle scarpate, attorno ai campi e alle praterie.

Boutin *et al.* (2002) nel loro studio condotto in Canada orientale, distinguono le siepi campestri in base alla loro naturalità, allo strato arboreo e a quello arbustivo, in:

1. **arboree naturali**: derivanti da foreste più ampie e cresciute spontaneamente tra gli appezzamenti;
2. **naturali arbustive**;
3. **arbustive e arboree artificiali**: siepi con azione frangivento;
4. **erbacee**: formazioni erbacee prive di alberi o con pochi arbusti sparsi.

Agostinetto *et al.* (Veneto Agricoltura, 2002), infine, classificano le fasce boscate in base al numero dei filari e allo sviluppo delle specie legnose:

1. **siepi basse mono-, bi-, trifilare**: formazioni arbustive soggette a potatura e non con un'altezza compresa tra 3 e i 5 metri;
2. **siepi medie mono-, bi-, trifilare**: formazioni governate a ceduo con un'altezza compresa tra i 5 e i 10 metri e la presenza non obbligata di uno strato arbustivo;
3. **siepi alte mono-, bi-, tri-, quadrifilare**: formazioni costituite da specie governate ad altofusto con un'altezza superiore ai 10 metri e con la presenza non obbligata di specie a ceduo e/o arbustive;
4. **fasce boscate**: formazioni costituite da arbusti e/o alberi governati a ceduo disposti generalmente su quattro file.

Importanza delle vegetazioni relitte e delle siepi nell'agroecosistema della pianura padana e nella ricostruzione dinamica della vegetazione

Al momento attuale, le pianure della zona temperata settentrionale ed in particolare dell'Italia, sono state completamente sfruttate dal punto di vista agrario. Chiaramente per questa utilizzazione le foreste sono state via via distrutte lasciando all'agricoltura alcuni tra i terreni più ricchi e fertili d'Europa. Conseguentemente, solo in pochissime località, rimangono lembi relitti di vegetazione naturale, rappresentata principalmente da quelle foreste di latifoglie, caducifoglie, che un tempo ricoprivano le pianure. Va anche tenuto conto che se in una completa opera di utilizzazione del territorio, alcuni lembi di vegetazione forestale sono rimasti più o meno intatti c'è una ragione: raramente si tratta di "buon cuore" o spirito naturalistico, ma di uso. Infatti, come succede anche sui contrafforti prealpini (Lorenzoni, 1974), sono rimasti quei boschi che insistono su substrati o condizioni topografiche tali da non consentirne una redditizia utilizzazione.

Dove sono assenti anche questi relitti di vegetazione naturale, all'interno delle zone coltivate, si può osservare come le siepi di delimitazione dei campi, anche se di origine artificiale e controllate dall'uomo, mantengono alcuni aspetti della vegetazione naturale e si possono considerare un rifugio per le specie nemorali.

È quindi ovvio che ciò che rimane delle foreste e le stesse siepi, rappresentano qualcosa di molto importante in quanto costituiscono una testimonianza del passato e possono inoltre dare utili informazioni circa la potenzialità dell'ambiente e cioè della possibile evoluzione del territorio, nel caso in cui le pratiche agrarie venissero a cessare.

Le siepi e i lembi relitti di boschi e foreste sono pertanto le uniche riserve biogenetiche che potrebbero (in teoria) ricostituire le originarie formazioni, precedenti all'utilizzazione agraria (Giacobini e Fenaroli, 1958). Il più delle volte, tuttavia, anche questi sparuti lembi relitti mancano e l'ambiente planiziario è del tutto sfruttato per le coltivazioni.

In questa situazione, ormai ovunque molto generalizzata, le siepi di contorno dei campi coltivati, quelle che costeggiano i fossi o le strade di campagna, rappresentano le uniche possibilità di sopravvivenza per tutte le specie nemorali scacciate dalle coltivazioni.

È evidente che le siepi rappresentano un ambiente di origine antropica, in cui la localizzazione e la forma stessa sono decise dall'uomo e ispirati a precise regole funzionali (delimitazione, confine, frangivento ecc ...) e che la stessa scelta delle specie arboree principali è artificiale, ma fino ad alcuni anni fa, tali specie venivano attinte dal patrimonio naturale e solo di recente è invalso l'uso di piantare anche alcune esotiche che potevano avere qualche interesse economico (esempio: *Populus canadensis* L., *Platanus ibrida* Brot., *Robinia pseudoacacia* L.).

Ma a prescindere da quelle che sono le specie arboree più evidenti e più significative, risulta importante la presenza di entità specifiche di piccole e medie dimensioni, che senza dubbio non hanno avuto alcuna "spinta" da parte dell'uomo, ma che in queste isole di vegetazione arborea trovano alloggio e rifugio.

Una situazione analoga in questo senso può essere osservata nei parchi secolari delle ville dove l'ambiente pseudoforestale può ancora accogliere un ricco sottobosco naturale. All'interno di questi boschi in miniatura dunque, il corteggio floristico presenta strette analogie con quanto osservato nel bosco: sono frequenti *Cornus sanguinea* L., *C. mas.* L., *Crataegus monogyna* Jacq., *Acer campestre* L., *Ulmus minor* Miller, *Frangula alnus* Miller, *Prunus spinosa* L., *P. padus* L., *Humulus lupulus* L., *Lonicera caprifolium* L., *Vinca minor* L., *Solanum dulcamara* L., *Lamium orvala* L., *Galeopsis tetrahit* L., *Glechoma hederacea* L., *Hedera helix* L., *Ranunculus ficaria* L., *Tamus communis* L., e così via.

Ad una attenta analisi risulta evidente che qui, tra le specie nemorali, sono più diffuse quelle con caratteristiche di più marcata eliofilia, che nel bosco planiziale sono diffuse prevalentemente al margine o nelle radure. Si tratta, proprio per questo, di situazioni che testimoniano la potenzialità evolutiva verso il bosco che non può riproporsi attualmente perché più esigente (sono in genere specie attribuibili ai *Prunetalia* Tx., 1952, ordine fitosociologico che raggruppa le cenosi preparatorie del bosco climatogeno).

Ciò non toglie che sia possibile trovare anche, in quelle siepi più vecchie e con maggiori dimensioni, *Quercus robur* L. e *Carpinus betulus* L. e altre più sciafile.

La presenza dei lembi relitti di vegetazione forestale planiziale, o comunque delle siepi che fanno da contorno alle coltivazioni, quando non sono anch'esse state distrutte, rivestono una duplice importanza: da un lato hanno ovviamente una grande importanza ai fini naturalistici e botanici, sia tassonomici che sintassonomici, e dall'altro permettono la conservazione e la possibilità di studio di specie che altrove sono praticamente mancanti. Ma ciò che soprattutto può avere un grande significato scientifico e la possibilità di individuare, tramite questi relitti, la potenzialità del territorio, cioè la possibilità che il territorio agrario, l'agroecosistema, possa, se cesseranno le pratiche agrarie, riconvertirsi nella foresta naturale che nel recente passato popolava la pianura. In pratica possono risultare dei serbatoi biogenetici di specie che di volta in volta possono andare a ricolonizzare il territorio circostante attraverso serie normali.

È evidente che questo potrà rappresentare un processo molto lento e difficile, dal momento che spesso il terreno agrario ha subito un progressivo ed inarrestabile depauperamento ma, solo se vi sarà alle spalle qualcosa che possa fornire la materia prima per la colonizzazione, tale processo sarà possibile.

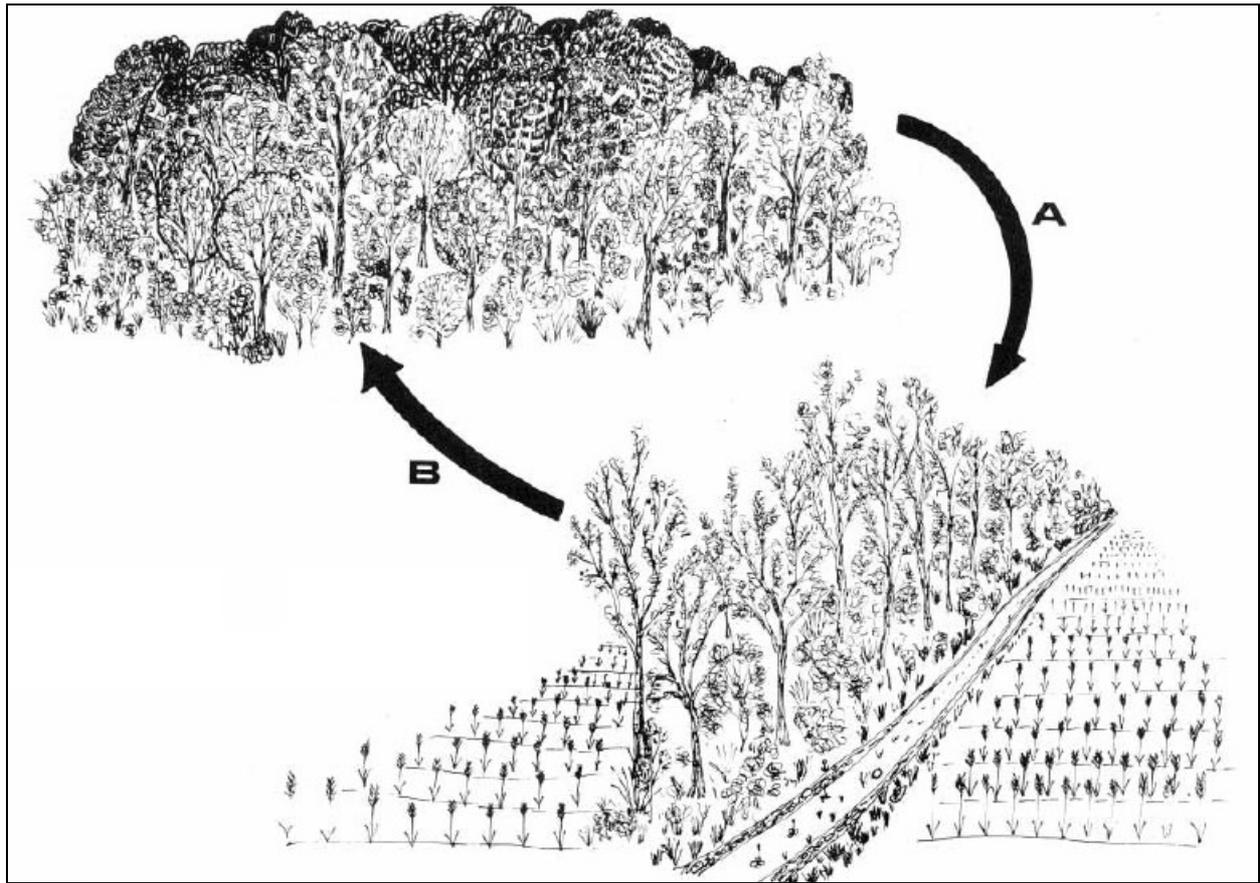


Figura 8: schema illustrante i rapporti dinamici tra foresta e siepe. A: la siepe, di origine artificiale, si arricchisce di specie tipiche delle originarie cenosi forestali; B: la siepe può, in un secondo tempo, fungere da serbatoio per la ricolonizzazione del territorio (Lorenzoni 1988, modificato).

S.Martino, chiesa arcipretale sorta tra la fine del '900 e i primi anni del 1000 per volere del vescovo Gauslino, si iniziò a chiamare "Pieve di Sacco", da cui si giunse al definitivo "Piove di Sacco".

Già in epoca romana la campagna del Piovese fu centuriata e, benché i segni della dominazione romana siano oggi difficilmente riconoscibili, molti sono i reperti affiorati nella zona che ne testimoniano la presenza. Alla caduta dell'impero anche queste terre furono percorse e saccheggiate dalle popolazioni barbariche, cui seguirono la dominazione dei longobardi e poi dei Franchi. Nell'897 l'imperatore Berengario donò il territorio al vescovo di Padova, che divenne così Vescovo-Conte e diede inizio al potere temporale dei Vescovi-Conti sotto i quali venne avviata la fortificazione della città. Il potere del Clero fu ridimensionato durante la tirannide di Ezzelino III da Romano, cui succedette la signoria Carrarese. Iniziò per Piove un periodo di guerre e battaglie che richiesero grandi opere di fortificazione a difesa del pericolo veneziano: venne raddoppiato il vallo che cingeva il borgo e vennero costruite tre torri che dominavano le tre porte d'accesso (distrutte dagli austriaci nell'800) ed una quarta che fungeva da mastio (l'unica tuttora esistente, trasformata in campanile).

Nel 1405 Venezia ebbe il sopravvento su Padova ed anche Piove di Sacco divenne territorio della Serenissima: iniziò così un periodo di sviluppo economico ed urbanistico che arricchì la città di ville e palazzi patrizi, alcuni ancora oggi visibili ed in buono stato di conservazione.

Il tema fondamentale che ha da sempre segnato il divenire del paesaggio della Saccisica sono le acque, il rapporto quasi simbiotico tra i corsi d'acqua e quegli elementi dell'ambiente che gli abitanti hanno costruito, per organizzare al meglio la loro vita economica e sociale come le molte opere di bonifica idraulica che hanno permesso di sottrarre parte del territorio lagunare per utilizzarlo in agricoltura, ed altre opere che hanno invece permesso la regimazione di grandi fiumi come il Bacchiglione ed il Brenta.

Qui l'uomo ha saputo dominare le acque e riscattare la terra sommersa, rendendola idonea alle coltivazioni; ha saputo trarre beneficio della inesauribile risorsa idrica di fiumi e canali e invasi dalle sezioni e dalle portate più diverse.

I processi di trasformazione territoriale e paesaggistica ovviamente non sono stati lineari, perché dilazionati nel tempo, molto è dipeso dagli strumenti tecnici che venivano adoperati e dalle priorità che venivano riscontrate, dalla messa in sicurezza degli argini alla conquista di nuovo spazio per le coltivazioni.

Si può comunque definire che l'Ottocento sia stato il periodo d'inizio dei grandi lavori di riassetto del territorio, trasformazioni soprattutto di carattere infrastrutturale ed urbanistico.



Figura 10: particolare carta catastale del '500 rappresentante il meandro poi rettificato del fiume Gorzon (Todaro, 2004)

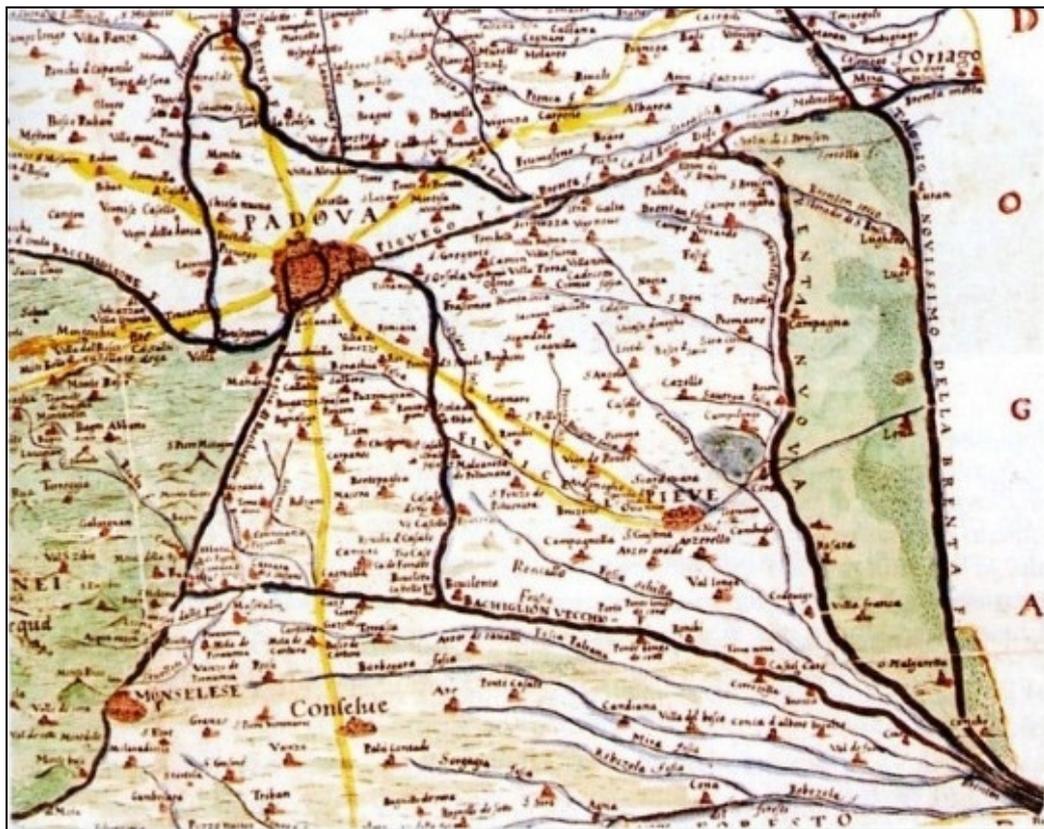


Figura 11: carta della Saccisica del 1650 tratta da "Agri Patavini Chorographia" di Bartolomei Brede. Biblioteca civica di Padova. Si possono ben distinguere i vari tipi di paesaggio: urbano, rurale, lacustre.

Le informazioni ora riguardanti la *geomorfologia*, la *litologia*, l'*idrogeologia* ed il *clima* sono prese dalle analisi effettuate dal centro studi Geotecnica di Padova:

Geomorfologia

La media pianura alluvionale, nella quale è inserito il territorio in questione, è costituita da un potente deposito di epoca quaternaria, originato dal continuo apporto dei principali fiumi, in modo particolare dal Brenta e dal Bacchiglione.

La composizione dei sedimenti alluvionali varia e si differenzia abbastanza rapidamente procedendo dall'alta alla bassa pianura: da una composizione indifferenziata prevalentemente ghiaiosa, evidente nel settore nord della pianura, si passa a materiali a granulometria più fine; l'abbondante trasporto di materiale sia solido che in sospensione ed il libero divagare dei corsi d'acqua privi di vere arginature, se non le proprie naturali quando presenti, ha determinato infatti il progressivo sovrapporsi di livelli a diversa natura litologica.

In particolare il territorio intorno a Piove di Sacco, data la sua ubicazione, è costituito da un sottosuolo prevalentemente fine ad elevata compressibilità, per spessori di centinaia di metri; in alternanza ai materiali argillosi si pongono dei livelli sabbiosi, sede dei principali corpi idrici.

Litologia

La situazione geolitologica locale è stata evidenziata ricercando sia i dati esistenti riguardanti il territorio che operando un rilevamento sul terreno.

L'analisi di campagna ha riguardato il rilievo della composizione litologica dei terreni, attraverso l'esecuzione di sondaggi a rotazione, spinti a profondità comprese tra 2 e 5 m.

I terreni rilevati sono stati raggruppati in quattro gruppi litologici distinti:

- sabbie e sabbie debolmente limose: nella porzione sud-est del territorio costituite in buona parte dalle tracce di paleoalvei presenti nel territorio;
- sabbie limose e limi sabbiosi: osservabili nel settore settentrionale del comune, in prossimità di Arzerello e in buona parte nell'area industriale;
- limi, limi debolmente sabbiosi o argillosi;
- limi argillosi e argille limose: in queste due ultime classi rientrano buona parte dei terreni superficiali (si trovano nella porzione centrale del comune di Piove di Sacco)

Da segnalare la presenza di alcune zone di terreni a composizione essenzialmente argillosa, come ad esempio, nel settore compreso tra Piove di Sacco e Corte (una delle quattro frazioni del comune).

Idrogeologia

Il sottosuolo è costituito dalla sovrapposizione di livelli a litologia differenziata; inserite in questo contesto sono presenti a varie profondità delle falde idriche generalmente non comunicanti tra loro. In generale si può affermare che dal punto di vista idrogeologico esista un'alternanza di materiali a scarsa permeabilità rispetto a materiali con permeabilità maggiore, nei quali trovano sede le falde acquifere.

L'alimentazione di questi corpi idrici va ragionevolmente individuata nella dispersione che si verifica lungo gli alvei ghiaiosi dei principali fiumi veneti nelle zone pedemontane poste a settentrione.

Nell'ambito del territorio comunale, posto che i rilievi di falda sono stati effettuati nel 1989 con inizio in un momento di scarsa alimentazione e sono terminati in un periodo piovoso, si può tuttavia delineare una tendenza delle acque sotterranee a defluire lungo una orientazione nord-ovest

sud-est e che i punti dove si rileva una maggiore profondità del livello freatico sono anche caratterizzati da quote altimetriche elevate, le più elevate del territorio. Al momento delle indagini, nel comune di Piove di Sacco la falda acquifera era posta tra 1 e 2 m. di profondità.

Si sono poi individuati ampi settori posti ad est del Brenta, caratterizzati da falda molto superficiale; una situazione simile si ritrova anche tra la statale “Romea” e l’abitato di Corte ed ad ovest dell’abitato di Piove di Sacco.

Sono state quindi distinte tre classi di terreno in base all’attitudine alla costruzione di insediamenti urbani:

- terreno buono: con falda acquifera a profondità superiore a 1.5 m e con sottosuolo prevalentemente sabbioso (Piovega, sud-est di Piove, nord di Corte)
- terreno mediocre: con falda acquifera rilevabile a profondità comprese tra 1 e 1.5 m, terreni compresi in aree interessate alla presenza di numerosi paleoalvei
- terreno scadente: con falda acquifera a profondità inferiore a 1 m, riscontrabili nelle immediate vicinanze del fiume Brenta

Clima

Il territorio si colloca nel compartimento climatico Padano, caratterizzato da una fisionomia sostanzialmente continentale, sebbene con forte influenza del mare, con inverni rigidi, estati piuttosto calde e notevole umidità atmosferica. Dai dati ricavati dalle stazione meteo presente in piazza Castelli e seguita dall’A.R.P.A.V. risulta che la temperatura presenta un valore medio annuo di 14.9 °C ed un’escursione media annua di circa 20°C. Il mese più freddo è gennaio, con una temperatura media di 4.6 °C, e quello più caldo è luglio, con una temperatura media di 23.2 °C.

In media la precipitazione totale è di circa 850 mm annui, con una estrema variabilità da un anno all’altro. Il regime pluviometrico risulta decisamente equinoziale con due massimi di precipitazione, uno in primavera (a giugno, con un totale mensile di 110 mm) e uno, meno pronunciato, in autunno (a novembre, con 85 mm mensili), e due minimi, uno in inverno (minimo assoluto a marzo, con un totale mensile di 58 mm) e uno, marcato, in estate (a luglio, con 74 mm mensili).

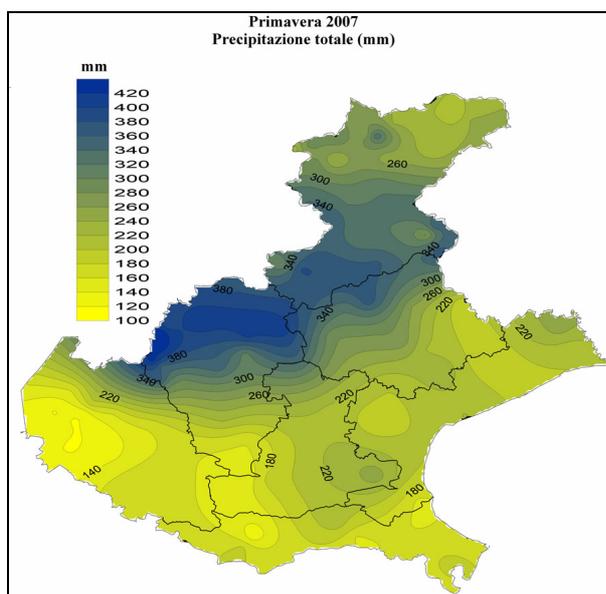


Figura 10: carta delle precipitazioni del Veneto, primavera 2007.

I venti provengono prevalentemente dal quadrante nord-orientale (Pinna, 1989). La temperatura media annuale del suolo è compresa tra 8 e 15 °C con presenza di aridità per 90 o più giorni all'anno, ma per meno di 45 giorni consecutivi dopo il solstizio d'estate. Si può comunque individuare una limitata siccità fisiologica per i vegetali nei mesi estivi, avendo un deficit idrico medio annuo di 65 mm.

OBIETTIVI DELLO STUDIO

Il presente lavoro, sulla base di alcuni studi ed esperienze precedenti, ha lo scopo di valutare la biodiversità (in termini qualitativi e quantitativi) delle siepi analizzate nel territorio della Saccisica.

Per raggiungere l'obiettivo prefissato, sono state monitorate attraverso un campionamento casuale, 176 siepi in modo tale da avere una quantità omogenea di siepi per ciascun ATO ("Ambiti Territoriali Omogenei"); di queste, ne sono state scelte 110 in base alle metodologie sotto esposte (vedi "Materiali e Metodi"); analogamente in 40 di queste 110 siepi è stato effettuato il rilievo floristico.

L'obiettivo più tangibile del lavoro diventa quindi delineare dei criteri per definire l'importanza di una siepe all'interno del territorio, sulla base dei suoi dati biometrici e della presenza di varietà di specie erbacee; questa tipologia di studi riveste sempre più grande importanza sulla base delle nuove direttive europee e nazionali riguardanti l'assetto del territorio e la sua pianificazione, sempre più vicini a tematiche che vanno dall'importanza estetico-paesaggistica di alcune formazioni naturali o para-naturali, alla sostenibilità del territorio, allo sfruttamento di risorse rinnovabili, alla fitodepurazione dei canali, al mantenimento di corridoi ecologici, fino al garantire un livello minimo di biodiversità per ciascuna unità territoriale. In questo contesto si colloca la suddivisione del territorio saccisico in Ambiti Territoriali Omogenei (ATO), in base alla redazione del P.A.T.I. ("Piano di Assetto del Territorio Intercomunale") dei comuni di Arzergrande, Brugine, Piove di Sacco, Pontelongo: l'organizzazione degli ATO ha fatto emergere il ruolo strategico dal punto di vista ambientale della fascia agricola che sta alle spalle dei centri abitati di Brugine, Campagnola ed Arzergrande, compresa tra i corsi d'acqua Schilla ed Altipiano: un corridoio ecologico diretto verso la laguna di Venezia, in cui attivare politiche di forestazione lungo le connessioni ecologiche, orientate alla produzione di biomassa con essenze arboree a rapido ciclo di crescita, nonché di incremento del patrimonio faunistico-venatorio.

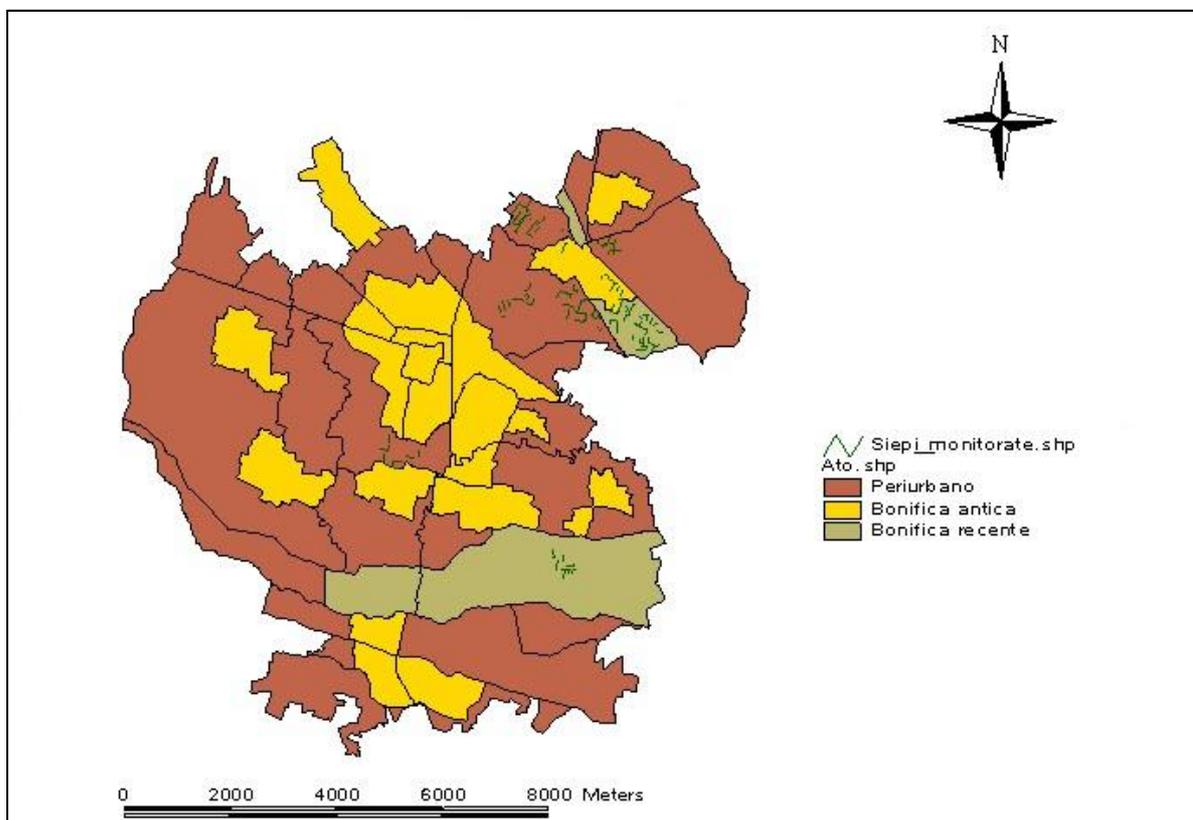


Figura 12: ATO e siepi monitorate.

Obiettivo del PATI è la realizzazione di una qualità ambientale diffusa, ritenendo insufficiente la semplice enucleazione di porzioni di territorio soggette ad una tutela pur rigorosa, ma discontinua. Al fine di assicurare la continuità ecologica, si è proceduto verso la costruzione di un sistema strutturato attraverso:

- la conservazione e integrazione degli aspetti di naturalità residui
- la loro messa a sistema lungo di corridoi ecologici di connessione

Sono state precisate a scala locale le componenti della rete ecologica relativa alla pianificazione sovraordinata (corridoi ecologici primari) nonché definito l'articolazione della stessa all'interno dell'ambito di piano (nodi locali, corridoi ecologici secondari territoriali, secondari locali, terziari locali).

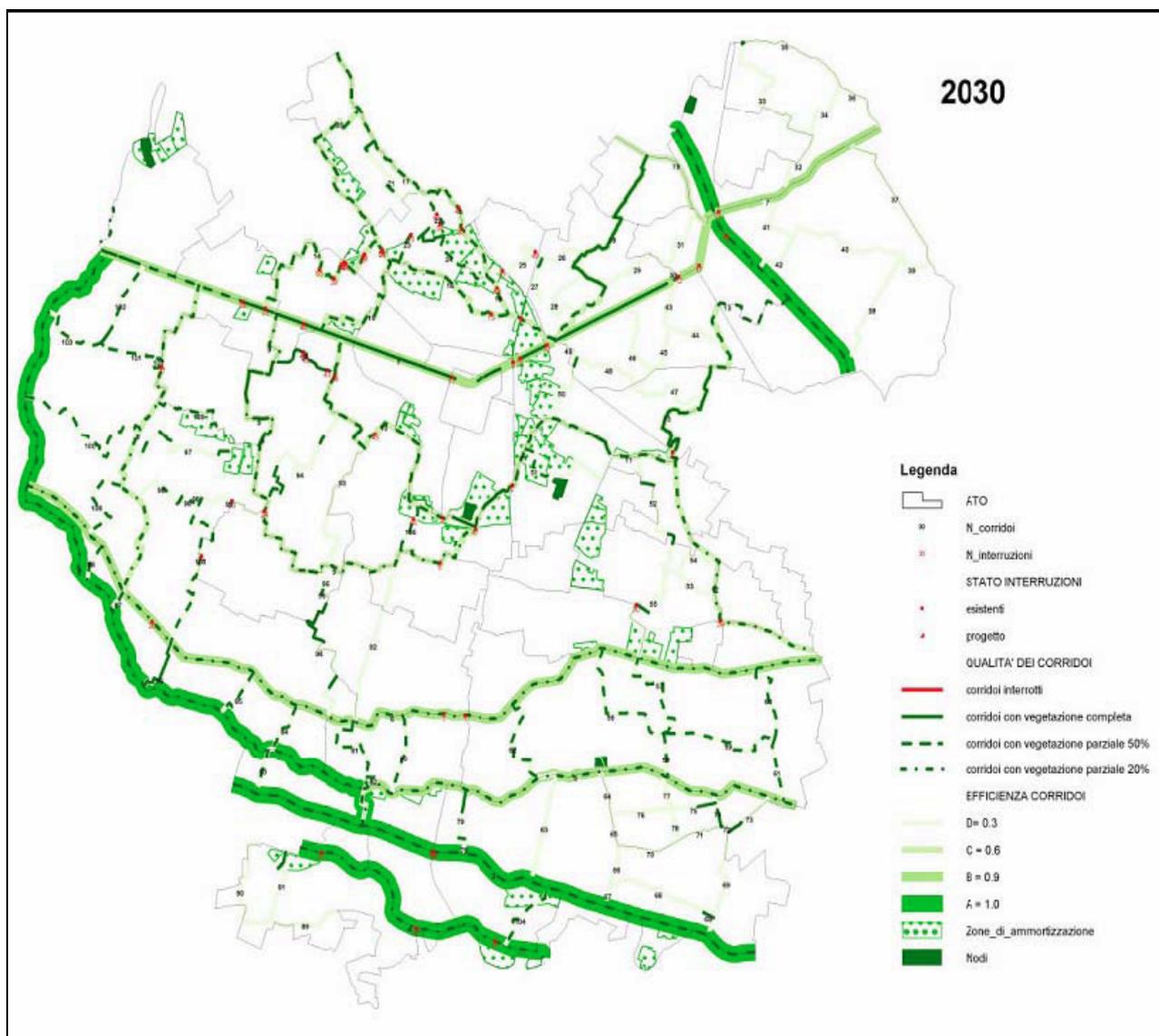


Figura 13: possibile scenario futuro delle connessioni e delle reti ecologiche dopo gli opportuni e mirati interventi sul territorio (anno 2030).

Da un punto di vista invece di interesse strettamente scientifico e relativo all'indagine svolta in questa tesi, si vuole valutare quali e quante specie erbacee sopravvivono ancora in un ecosistema,

quale è il territorio studiato, estremamente frazionato e nel quale la siepe rappresenta l'unica formazione para-naturale nella quale l'uomo non interviene direttamente nella modifica dell'assetto e della composizione (o, meglio per lunghi periodi di tempo, anche questo in base alla tipologia di siepe ed alla sua utilizzazione). Estremamente interessante capire quali sono le specie più rare, quelle che rappresentano un relitto di una possibile vegetazione climacica dei boschi planiziali, quali specie hanno più facilità ad espandersi; tutto questo viene studiato in relazione alle principali caratteristiche della siepe nelle quali le specie erbacee sono state rilevate (per esempio come la larghezza e la lunghezza di queste siepi possa influenzare la composizione erbacea, o ancora l'influenza che svolge la matrice in cui è inserita).

Caratteristiche biofisiche delle siepi

La raccolta dei dati biometrici sulle formazioni lineari arboree del comune di Piove di Sacco e dei comuni limitrofi, è avvenuta individuando i sistemi lineari arborei presenti nell'area di studio. Gli assi dei corridoi arborei sono stati tracciati sullo stralcio della Carta Tecnica Regionale (C.T.R.) in scala 1:10000 e georeferenziati con un sistema informativo geografico. Successivamente è stato applicato un protocollo di ricerca sviluppato per il paesaggio planiziale del Veneto (Sitzia, 2004).

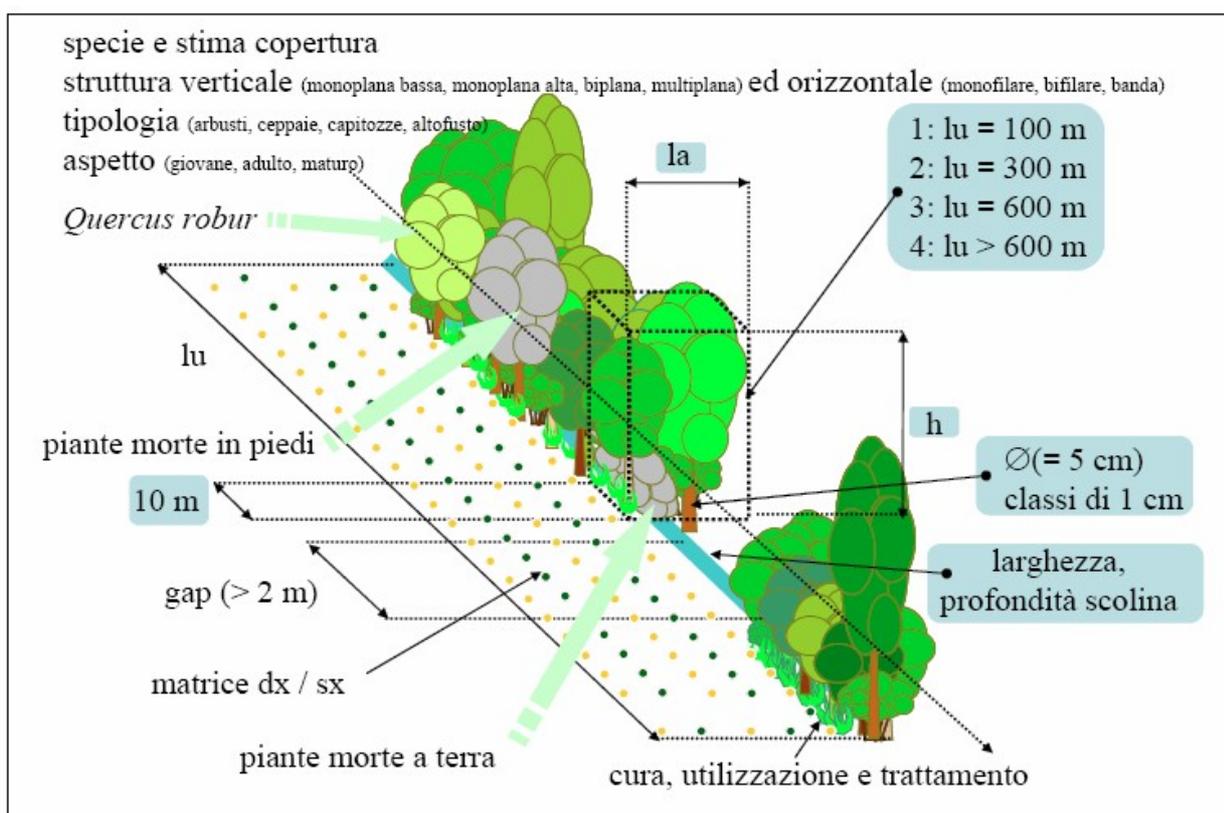


Figura 14: rappresentazione grafica dei sistemi agroforestali lineari rilevati (da Sitzia 2007; modificato)

Il protocollo mira all'individuazione di indicatori di qualità che permettano di discriminare il valore, inteso in senso multifunzionale, di sistemi arborei lineari presenti nel paesaggio agrario (Sitzia, 2004b) ed è stato applicato ad ogni unità strutturale presente nell'area di studio. Per unità strutturale si è inteso un tratto di siepe, alberata o banda boscata, con omogenee caratteristiche tipologiche (struttura verticale, organizzazione planimetrica, densità e copertura).

Per la tipologia della struttura verticale è stata utilizzata la classificazione adottata dall'ARF (Azienda Regionale delle Foreste) nel Veneto (1992):

1. **Monoplana bassa:** composta da arbusti e ceduo, solo arbusti o solo ceduo; rispetto all'orizzonte priva del piano ad altofusto.
2. **Monoplana alta:** composta da capitozze ed altofusto, solo capitozze o solo altofusto; rispetto all'orizzonte priva del piano arbustivo.

3. **Biplana**: composta da capitozze ed arbusti, capitozze e cedui, altofusto ed arbusti, altofusto e ceduo; rispetto all'orizzonte ben distinta in due piani di vegetazione.
4. **Multiplana**: composta da arbusti, ceduo, capitozze e altofusto; rispetto all'orizzonte apparente come una barriera compatta con i piani di vegetazione ben compenetrati tra loro.

Di seguito vengono riportati gli indicatori e i parametri registrati dal protocollo che riguardano ogni unità strutturale nell'intero sviluppo lineare.

Numero di riferimento dell'unità di rilevamento corrispondente a quello riportato sulla Carta Tecnica Regionale (C.T.R.) in scala 1:10.000.

Lunghezza (m) della siepe: la misura è avvenuta con la cordella metrica in campo ed è stata poi confrontata con la Carta Tecnica Regionale (C.T.R.) in scala 1:10.000

Larghezza media (m) della copertura arborea ed arbustiva (lo strato arbustivo comprende tutte le specie legnose la cui altezza è inferiore a 5 metri, quello arboreo superiore a 5 metri).

Orientamento di percorrenza della siepe rispetto al vertice d'inizio dei rilievi.

Matrice: ovvero la tipologia prevalente di gestione agricola circostante la siepe (seminativo, prato stabile, vigneto, frutteto, ortofloricoltura, arboreo e allevamento).

Trattamento: gestione della matrice a destra e a sinistra della siepe (taglio, sfalcio, rasatura, erbicidi, fuoco, pascolamento, taglio degli arbusti, aratura e altro). Il rilevamento di questo indicatore qualitativo necessita di interviste agli agricoltori e ai proprietari del fondo o una sufficiente esperienza per distinguere, per confronto, i diversi casi prospettati.

Frequenza di cura: esprime il grado di manutenzione delle siepi. Per quanto riguarda lo strato arbustivo, elemento di arricchimento biologico e funzionale della siepe, è stato preso in considerazione soprattutto l'eliminazione e il controllo del rovo (*Rubus ulmifolius*) e della clematide (*Clematis vitalba e viticella*). La cura è stata definita: regolare, quando le specie infestanti erano annualmente eliminate e i soggetti morti o gravemente compromessi ripristinati; saltuaria, quando le ripuliture avvenivano solo in corrispondenza delle utilizzazioni; abbandono, nel caso in cui le infestanti si erano insediate stabilmente.

Frequenza di utilizzazione: intesa come frequenza di taglio cui è sottoposta la siepe. Anch'essa è stata definita: regolare, quando i soggetti erano regolarmente tagliati allo scadere del turno di utilizzazione consuetudinario (3-6 anni per il ceduo di pianura); saltuaria, quando il turno non veniva rispettato e il prelievo di legname interessava solo parte dei soggetti della siepe; abbandono, quando il taglio era sospeso e interessava soltanto individui isolati.

Localizzazione e connessioni: si è specificato l'elemento topografico più rilevante presso il quale si localizzava o era connessa la siepe (canale, scolo, strada, confine, macchia boschiva o altro).

Elementi interni alla siepe: presenza di elementi integrati alla siepe o ad essi legati come sentieri, muretti, recinzioni che senza di essa verrebbero a perdere la loro valenza.

Copertura (%): ovvero il valore medio di copertura delle chiome di ogni elemento tipologico.

Aspetto: inteso come presumibile età della componente vegetazionale ed espressa con gli stessi indici per definire la tipologia, tramite l'utilizzo di tre aggettivi: giovane, quando l'altofusto presentava un'età inferiore ai 10 anni e il ceduo e le capitozze erano state sottoposte a non più di due tagli al momento del rilievo; maturo, quando l'aspetto della vegetazione era decrepito con evidente riduzione delle chiome, presenza di branche morte, carie profonde e altre manifestazioni di senescenza; adulto, in tutti i casi con caratteristiche della vegetazione diverse da quelle descritte per le due categorie precedenti.

Densità, sviluppato separatamente per lo strato basso (ceppaie ed arbusti) e lo strato alto (capitozze ed altofusto) della siepe ed espressa tramite l'utilizzo di tre aggettivi: fitta, quando tra due individui arborei vi era uno spazio libero pari, al massimo, alle dimensioni della loro chioma; rada, quando tale spazio poteva contenere fino a due volte la chioma di un albero; aperta, quando lo spazio tra chioma e chioma era ancora maggiore.

Composizione (%): specie presenti con l'indicazione per ciascuna di esse del grado di copertura riscontrata entro gli elementi tipologici di appartenenza (arbusti, ceppaie, capitozze ed altofusto). La valutazione del parametro è stata fatta attraverso stima visuale utilizzando la scala da + a 5 di Pignatti (Pignatti, 1953)⁶.

Numero di soggetti di farnia (*Quercus robur*), una delle più importanti specie per disponibilità di habitat idonei alla fauna selvatica, in particolare per insetti xilofagi da adulti come *Coroebus florentinus* o con stadi larvali xilofagi, come il cervo volante (*Lucanus cervus*) e *Cerambyx cerdo* (Zanetti, 2001).



Figura 15: esemplare di *Quercus robur* in una siepe del comune di Brugine (Foto Rizzi)

Numero di piante morte in piedi e a terra. La quota di necromassa rappresenta uno dei più comprensivi indicatori di biodiversità (Sitzia, 2004b). Circa 258 specie, di cui 53 in liste rosse, sono tipiche di questi habitat, rappresentate specialmente da coleotteri e ditteri. Specificatamente, gli alberi morti in piedi (*snags o chandelles*), sono necessari a molte specie di uccelli che nidificano o si riparano nelle cavità (es. cincia, picchio, allocco). Tutta la fauna saproxilica, dotata di poca

⁶ + = <1%, 1 = 0-20%, 2 = 20-40%, 3 = 40-60%, 4 = 60-80%, 5 = >80%

mobilità e legata al legno morto o morente, ai funghi del legno o alla presenza di altri saproxilici, costituisce un contingente di specie che verrebbe a perdersi completamente con l'assenza di necromassa (Mason, 2001). La conservazione del legno morto potrebbe essere ritenuta importante anche nelle siepi, anche se, il microclima tipico delle siepi, più secco rispetto a quello del bosco, innesta cicli di decomposizione più rapidi e regimi di umidità tali da permettere una minore diversità delle faune saproxiliche (Mason, *in verbis*).



Figura 16: pianta morta in piedi (Foto Rizzi)

Numero e lunghezza dei *gap*: numero di interruzioni della copertura arborea o arbustiva eccedenti i 2 metri e somma della lunghezza delle singole discontinuità nell'unità di rilevamento. I *gap* rappresentano importanti indicatori di connessione interna fisico-strutturale.

Oltre ai rilievi eseguiti lungo tutta la siepe, ne sono stati eseguiti altri in una o più sezioni trasversali di 10 metri ciascuna; il numero delle sezioni variava secondo la lunghezza dell'unità strutturale: una se la lunghezza era inferiore ai 100 m, due se era compresa tra i 101 e i 300 m, tre se era compresa tra i 301 e i 600 e quattro se eccedeva i 600 m (fig.14). All'interno di ogni sezione sono stati rilevati:

1. **larghezza media (m) dello strato erbaceo non gestito**, cioè della proiezione al suolo dell'effettiva larghezza di pertinenza della siepe non soggetta a lavorazioni;
2. **ampiezza delle chiome dominanti (m)**, intesa come diametro medio della loro area di insidenza;
3. **profondità e larghezza delle scoline**;
4. **diametro (cm) e altezza (m) delle specie legnose con diametro a petto d'uomo superiore ai 5 centimetri**.

Questa campagna di rilevamento è stata eseguita dal dipartimento Tesaf dell'Università di Padova tra il 2007 ed il 2008 e ricade in un più ampio progetto all'interno del Piano Territoriale di

Coordinamento (PTCP) della Provincia di Padova riguardante un nuovo stile e una nuova forma di pianificazione del territorio, adatto alle nuove esigenze della collettività e al sempre più fragile equilibrio della zona.

In base ai seguenti criteri, stabiliti per distinguere le siepi dagli altri elementi del paesaggio rurale, si è ridotto a 110 il numero delle siepi oggetto di studio della nostra indagine (Sitizia, 2007):

- Superficie massima: 5000 m²
- Larghezza massima: 30 m
- Massima quota dei gap: 35%
- Lunghezza massima dei gap: 20 m
- Lunghezza minima siepe: 20 m

Rilievo specie erbacee

In 40 delle 110 siepi che si sono considerate, sono stati effettuati nel periodo tra Maggio e Agosto 2007 dei rilievi totali della flora erbacea; il periodo è stato scelto in base all'epoca di fioritura della maggioranza delle specie, per una più rapida e sicura classificazione; le siepi sono state scelte attraverso un campionamento casuale stratificato: tutte quelle con larghezza dello strato erbaceo non gestito ≥ 7 m ed almeno 2 siepi per ciascuna classe di larghezza (0.5 m) tra i 2 m (larghezza minima) e i 7 m. Questo poiché ai fini dello studio della numerosità delle specie erbacee la larghezza dello strato erbaceo è uno dei parametri solitamente più significativi.

Questo lavoro è iniziato con il reperimento delle schede di rilevamento floristico della Provincia di Padova effettuati da Rizzieri Masin e Corrado Tietto (2005) e collaboratori in vari anni (principalmente tra il 2000 e il 2006). Il lavoro è stato effettuato all'interno del più ampio progetto riguardante la costruzione di una Cartografia floristica del Veneto. Allo scopo, la provincia di Padova è stata suddivisa in 91 quadranti che sono suddivisioni dei quadranti delle tavolette IGM 1:50000, che corrispondono ai tagli della Carta Tecnica Regionale 1:10000; ciascuna scheda di rilevamento riportava il codice del quadrante (es: 105/37/2) e il comune o la località di riferimento.

Tutti i dati floristici presenti nelle schede sono stati riportati su supporto informatico al fine di una georeferenziazione dei dati di presenza/assenza delle specie vegetali all'interno del territorio padovano; questa operazione si rivela fondamentale nel monitoraggio della flora, dei suoi cambiamenti e per cercare di rallentare, attraverso misure di protezione *ad hoc*, la scomparsa di specie minacciate o particolarmente "sensibili".

Di tutta la provincia padovana poi sono stati estrapolati i 4 quadranti (Piove/Campolongo; Corte/Boion; Arzegrande; Codevigo) relativi alla zona di Piove di Sacco dove ricadevano le nostre siepi da analizzare al fine di avere nel lavoro di campo una lista sicura redatta da esperti nel settore; tramite questa lista e varie guide specialistiche sulla flora del territorio, si è potuto procedere al riconoscimento delle specie erbacee presenti.

Le specie rilevate dovevano rientrare all'interno di tutta la larghezza dello strato erbaceo non gestito, parametro già rilevato nelle campagne di rilevamento dei dati biometrici delle siepi di cui abbiamo detto prima. Si sono così rilevate specie al margine ed all'interno della siepe. La presenza di rovi, ortiche ed insetti non ha sicuramente agevolato il lavoro. Le specie che non si riusciva a riconoscere in campo sono state prelevate in sacchetti di plastica (al fine di mantenere il turgore delle parti vegetative) contraddistinti dal numero della siepe nella quale erano state trovate, e successivamente classificate a tavolino.

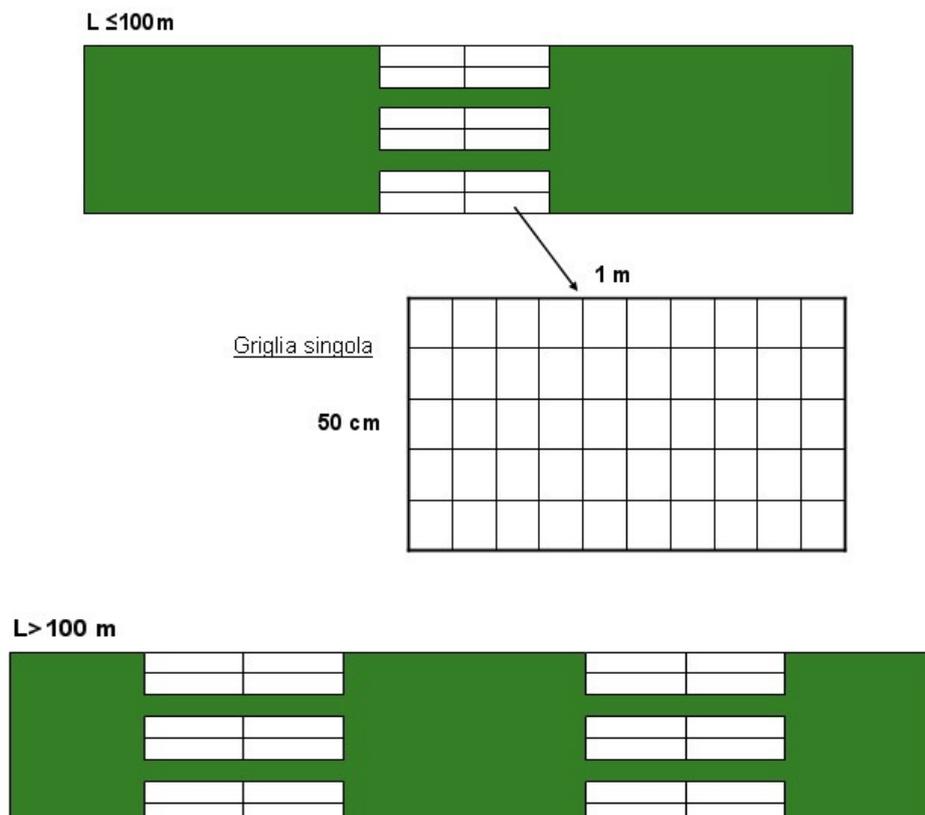
Effettuato il rilievo floristico totale nella siepe, sono stati effettuati dei transetti per quantificare la quantità di specie presenti in singole aree di campionamento; essi ricadevano

all'interno dei transetti effettuati in precedenza per le analisi biometriche delle siepi. 4 griglie apposite (dimensioni di ciascuna: 1 metro x 50 cm, ciascuna poi suddivisa in 50 quadrati di 10 cm di lato) venivano sistemate ai due margini e al centro della siepe (è stato preso anche l'orientamento rispetto ai punti cardinali per ciascun campionamento ai margini della siepe). Veniva effettuato un solo transetto (composto però appunto da tre parti, a loro volta ciascuno composto da 4 griglie) a metà della lunghezza della siepe se esse avevano lunghezze inferiori ai 100 metri; due transetti se la siepe superava i 100 metri e collocati rispettivamente ad $\frac{1}{3}$ e a $\frac{2}{3}$ della siepe.



Figura 17: griglia singola.

Il disegno chiarisce la metodologia di rilevamento (la siepe in tutta la sua lunghezza viene rappresentata dal rettangolo verde):



A ciascuno dei quadratini 10x10cm della griglia è stata assegnata una specie erbacea predominante; alla fine per ciascun transetto (composto ciascuno da 3 rettangoli a loro volta composti da 4 griglie, vedi disegno) venivano segnate 600 specie (es: 100 individui di *Galium mollugo*, 100 di *Convolvulus arvensis*, 100 di *Trifolium repens*, 200 di *Trifolium campestre*, 100 di *Bromus sterilis*), a meno che il terreno non fosse privo di strato erbaceo (come spesso accadeva per presenza di diserbanti, per la presenza di acqua in grande quantità senza piante nella scolina centrale, o per il predominio di specie infestanti quali rovi).

Trattamento dei dati

Le siepi

I dati rilevati ed elaborati sono stati gestiti individuando tre classi di indici e indicatori: indici fisici, indicatori biometrici, indici e indicatori di diversità:

1. VARIABILI FISICHE:

- Lunghezza (m)
- Larghezza (m)
- Superficie copertura (m²)
- Larghezza strato erbaceo non gestito (m²)
- Larghezza scolina (m)
- Profondità scolina (cm)
- N° gap/100m
- Lunghezza gap/100m

2. INDICATORI BIOMETRICI:

- Area basimetrica/ha di copertura (m²)
- Diametro medio dendrometrico (cm)
- Altezza media aritmetica (m)
- N° soggetti/ha di copertura

3. INDICATORI ED INDICI DI DIVERSITA'

- N° *Quercus robur*/100m
- N° piante morte in piedi/100m
- N° piante morte a terra/100m
- Deviazione Standard dei diametri
- Deviazione Standard delle altezze
- Indice di Shannon (diametri)
- Indice di Shannon (altezze)
- N° specie legnose/100m
- N° specie legnose indigene/100m
- IR

Gli indicatori fisici sono i parametri rilevati dal protocollo che descrivono le caratteristiche dimensionali delle siepi e dello strato erbaceo (lunghezza, larghezza, superficie e connessioni fisico-strutturali).

Gli indicatori biometrici arborei sono ricavati dalle medie aritmetiche delle altezze, dal diametro medio dendrometrico, dal numero di soggetti per ettaro e dalle aree basimetriche per ettaro delle singole siepi, calcolate a partire dai valori di diametro. La superficie di riferimento è pari alla larghezza della singola sezione per la sua lunghezza (10 m).

Tra gli indici e indicatori di biodiversità, la complessità strutturale della vegetazione è stata quantificata, all'interno di ogni sezione, con l'indice di Shannon:

$$(1) H' = -\sum_{i=1}^n \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N} = -\sum_{i=1}^n P_i \times \ln P_i$$

in cui n è il numero delle classi di diametro o di altezza, n_i il numero di individui di ciascuna classe di diametro o di altezza, N il numero complessivo di soggetti dell'area di saggio e P_i è definita come l'importanza relativa di ciascuna classe, di diametro o di altezza, ed è quantificata attraverso il rapporto n_i/N . I valori che l'indice di Shannon può assumere variano da 0, nel caso di una sola classe di diametro o di altezza, a $\ln(n)$, quando tutte le classi di diametro o altezza si presentano con la stessa frequenza.

Per valutare il ruolo di una siepe nella diversità delle specie dell'area di studio, è stato calcolato il seguente indice di rarità della composizione (Sitzia, 2002):

$$(2) IR = \sum_{s=1}^n \frac{1}{p_s}$$

dove p_s è il numero di presenze nell'intero insieme dei rilievi per una particolare specie indigena e n è il numero totale di specie indigene nell'unità di rilevamento i -esima considerata.

Le elaborazioni dei dati per il calcolo degli indicatori biometrici e di biodiversità sono state effettuate con un specifico componente aggiuntivo compilato in Excel-Visual Basic presso il dipartimento TeSAF. Il componente aggiuntivo, dopo la digitazione manuale in fogli di lavoro preimpostati, esegue le elaborazioni e le trascrive automaticamente nel database di partenza. Successivamente il foglio di base è stato copiato nel software "Statistica" (StatSoft) e in quella sede sono state elaborate tutte le statistiche.

Il rilievo erbaceo

I transetti per il rilievo della quantità e numerosità delle specie erbacee effettuati con le metodologie viste in precedenza, sono accompagnati dai dati biometrici delle siepi in quei punti, al fine di mettere in relazione la quantità, la distribuzione e la frequenza delle specie erbacee suddivise in base a gruppi funzionali o biologici con i dati biometrici-strutturali della siepe nel medesimo transetto (attraverso la tecnica della Cluster Analysis, vedi "Analisi statistica").

In base alle indicazioni di Masin e Tietto (2005), la flora erbacea rilevata è stata suddivisa in gruppi funzionali e biologici (vedi capitolo "Analisi descrittiva"), ed in base ai lavori di Landolt, ElleMBERG (1992), Rameau (1989), Ubaldi (2003) e Sitzia (2007) (per una spiegazione più dettagliata si rimanda all'allegato 1) si è proceduto a classificare le specie nemorali, quelle specie cioè che per la loro predilezione di ambienti chiusi ed ombrosi sono tipiche di boschi o di macchie boscate o appunto siepi. La numerosità e la distribuzione di queste specie sono un importante indicatore dell'importanza di questi elementi di biodiversità residui della pianura veneta.

Analisi statistica

Analisi descrittiva

Nell'analisi descrittiva delle siepi sono stati studiati i valori delle medie, i massimi e minimi dei parametri fisici, biometrici e di diversità visti in precedenza; inoltre attraverso la deviazione standard si è potuto verificare la variabilità dei dati relativi ad un parametro specifico. Ciò è stato necessario ai fini di un paragone tra i dati raccolti nel presente elaborato e i dati raccolti in lavori effettuati negli anni passati in zone diverse del territorio veneto: provincia di Vicenza, Rovigo, Treviso e Venezia.

Successivamente si è passato ad analizzare le tipologie e il trattamento delle siepi censite, utili indicatori anche per una indagine a livello del paesaggio e riguardo lo sfruttamento delle risorse del territorio.

Per quanto riguarda la flora erbacea, effettuato il rilievo totale delle specie presenti si è provveduto a suddividere le specie in gruppi biologici/funzionali in base alle indicazioni viste in precedenza. Questa suddivisione sarà poi utile per caratterizzare i raggruppamenti effettuati dalla cluster analysis della flora erbacea.

Analisi della varianza

In generale, lo scopo dell'analisi della varianza (ANOVA) è la verifica della presenza di differenze significative tra le medie. Il principio dell'ANOVA assume che la relazione tra le variabili indipendenti e la variabile dipendente sia di natura lineare.

Le assunzioni da verificare affinché la procedura sia valida sono:

- Campioni selezionati a caso e distribuiti normalmente
- Errori indipendenti e distribuiti normalmente
- Omogeneità dei gruppi
- I dati non devono contenere estremi
- Uguale n° di campioni

L'analisi della varianza assume nomi diversi a seconda di quante sono le variabili dipendenti ed indipendenti:

- **ANOVA ad una via**: quando si ha una sola variabile dipendente ed una sola variabile indipendente
- **ANOVA fattoriale**: quando si ha una sola variabile dipendente, ma più variabili indipendenti
- **MANOVA** (*Multivariate analysis of variance*): quando c'è più di una dipendente e più di una indipendente

Per l'analisi (ANOVA ad una via) è stato estrapolato un campione di siepi che rispondesse ai requisiti sopra riportati per ciascuna tipologia strutturale (monoplana bassa e alta, biplana e multiplana) al fine di indagare quali siano le variabili che più si relazionano alla diversa tipologia strutturale (ANOVA ad una via).

Successivamente è stata effettuata un'analisi *Post Hoc* (LSD di Fischer) per determinare le differenze significative tra medie di gruppo dell'analisi di varianza precedentemente effettuata; tramite questa analisi è possibile verificare se effettivamente esistono relazioni tra le variabili di gruppo delle siepi (struttura verticale) e i parametri fisici, biologici e di biodiversità delle stesse.

Questo test viene effettuato successivamente all'analisi ANOVA, che mi fornisce le variabili significative statisticamente su cui effettuare questa indagine a posteriori.

Curve specie-area

Per analizzare l'andamento della numerosità delle specie legnose in funzione della superficie dello strato erbaceo, si è fatto uso di curve di regressione. Le relazioni specie-area sono state individuate dalle seguenti formule:

$$(3) S = CA^z$$

$$(4) S = C + z \log A$$

$$(5) S = \frac{K}{1 + e^{-(C+z \log A)}}$$

dove S è la ricchezza in specie legnose, A è la superficie dello strato erbaceo non gestito, C e z sono costanti, mentre K è la ricchezza di specie nell'intera area di studio.

In termini generali l'applicazione delle formule rientra nei metodi noti come stime non lineari, statistiche che mirano all'individuazione di relazioni tra una o più variabili indipendenti (nel nostro caso superficie dello strato erbaceo) e una variabile dipendente (numero delle specie legnose).

Gli effetti della dimensione delle *patch* sul numero di specie sono stati ampiamente studiati. L'evidenza di relazioni tra superficie e numero di specie sono alla base della teoria della biogeografia insulare (McArthur e Wilson, 1967). Le curve che descrivono la relazione tra ricchezza di specie e area hanno una forma ricorrente, inizialmente crescono rapidamente, quindi decrescono piuttosto improvvisamente e mantengono una leggera pendenza, suggerendo un andamento esponenziale. Il punto di transizione tra la parte più pendente e quella meno pendente è detto *minimum area point* e dovrebbe segnalare la superficie minima per garantire un numero sufficientemente alto di specie.

La domanda detta SLOSS (“*which is better a Single Large or Several Small Patches?*”) genera da tempo un dibattito vivace, tra chi sostiene il modello di una *patch* più ampia possibile (Terborgh, 1976) e chi quello di molte piccole *patch* (Peterken e Game, 1984). Inoltre ci sono molte prove che la ricchezza di specie cresce con la superficie, e la dimensione rimane un problema importante nella pianificazione (Turner *et al.*, 2001).

L'utilizzo di questi funzioni si presta alla descrizione della frammentazione negli ecosistemi rurali, consapevoli del ruolo delle ecotipi nel contrastare l'isolamento tra “arcipelaghi ecologici” (Contoli, 2005). La frammentazione non deve essere intesa nella semplice riduzione di habitat favorevoli, ma come un fenomeno che, a scala di paesaggio, condiziona in maniera non lineare i processi biologici (Burel e Baudry, 1999) e, tra questi, la ricchezza di specie legnose. In questo contesto, la ricerca delle relazioni specie-area rappresenta un utile strumento per suggerire la dimensione di nuovi impianti e per stimare gli effetti dei Piani di Sviluppo Rurale (Dir. CE 1257/99) sulla biodiversità.

Cluster Analysis

La cluster analysis (o analisi di aggregazione) è una delle principali e più semplici tecniche di analisi descrittiva multivariata. È un valido metodo di aggregazione tra aree sulla base del loro grado di somiglianza (oppure, al contrario, di diversità). Nel nostro caso viene utilizzata per raggruppare classi omogenee di specie erbacee che si differenziano nella distribuzione all'interno dei vari transetti delle siepi sulla base delle variabili biometriche di quest'ultime.

Lo scopo della cluster analysis è quello di raggruppare le unità sperimentali in classi secondo criteri di similarità, cioè determinare un certo numero di classi in modo tale che le osservazioni siano il più possibile omogenee all'interno delle classi ed il più possibile disomogenee tra le diverse classi. Il concetto di omogeneità viene specificato in termini di distanza; i metodi di aggregazione gerarchica fra punti o classi basati sulla distanza operano procedendo sequenzialmente dallo stadio in cui ciascun punto è considerato una singola classe fino allo stadio finale in cui viene individuata una unica classe generica. Ad ogni passo il numero delle classi è ridotto di uno per l'aggregazione delle due classi "più vicine" fra loro. Poiché ad ogni passo le classi sono ottenute dalla fusione di due classi del passo precedente, questi metodi conducono ad una struttura gerarchica per i punti, che può essere visualizzata con un diagramma ad albero, chiamato dendrogramma. In genere la distanza fra classi viene definita in due passi: prima si definisce la distanza fra un punto e una classe formata da due punti; successivamente si definisce la distanza fra due classi.

Correlazioni lineari

Per verificare se ci fossero relazioni tra i parametri strutturali delle siepi dove sono state eseguite le analisi floristiche e la numerosità delle specie erbacee rilevate, è stato effettuato il Test di correlazione per ranghi di Spearman (che descrive la forza di associazione tra le variabili). L'R di Spearman può essere interpretato come un coefficiente di correlazione lineare di Pearson, in termini di proporzione di variabilità spiegata, eccetto che per il fatto di essere calcolato su ranghi. Esso assume che le variabili siano misurabili in scala ordinale e che le singole osservazioni possano essere distribuite in due serie ordinate. Il metodo non parametrico è stato preferito in quanto la maggior parte delle variabili non seguiva una distribuzione di tipo normale.

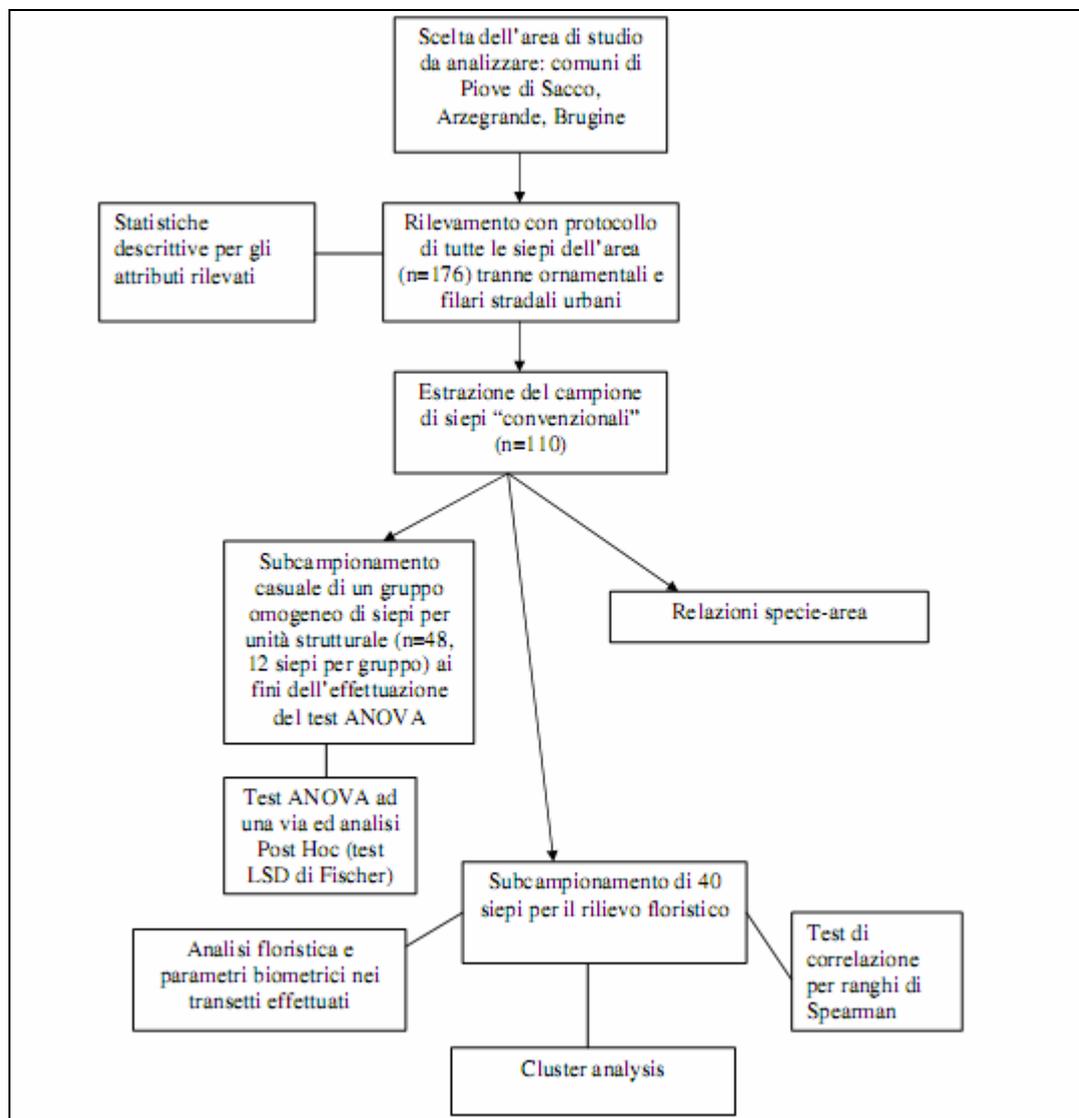


Figura 18: Strategie di campionamento per l'esecuzione delle analisi statistiche; per i criteri che hanno guidato la selezione delle siepi "convenzionali" vedi "Materiali e metodi"

Localizzazione delle siepi analizzate

Le siepi in cui è stato effettuato lo studio biometrico (110 siepi) e floristico (40 di queste 110) ricadono all'interno dei principali comuni della Saccisica: Piove di Sacco, Arzergrande, Brugine e Pontelongo; esse sono state rappresentate spazialmente con l'ausilio di un sistema informatico geografico (GIS). Il foglio di Carta Tecnica Regionale (1:10000) è stato inserito⁷ nel software GIS Arcview 3.2© utilizzando coordinate del Sistema Nazionale Italiano (Gauss-Boaga Monte Mario ovest).

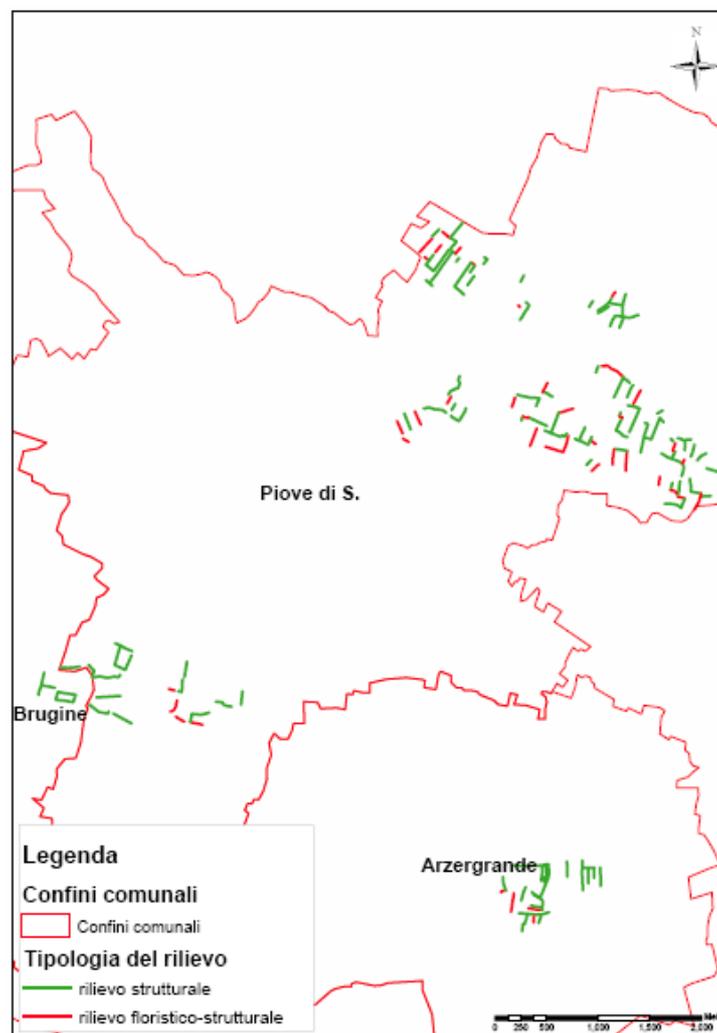


Figura 19: visione globale del rilievo delle siepi

⁷ Le elaborazioni con il software GIS Arcview 3.2 © sono avvenute presso il laboratorio IDEA del Dipartimento TeSAF.

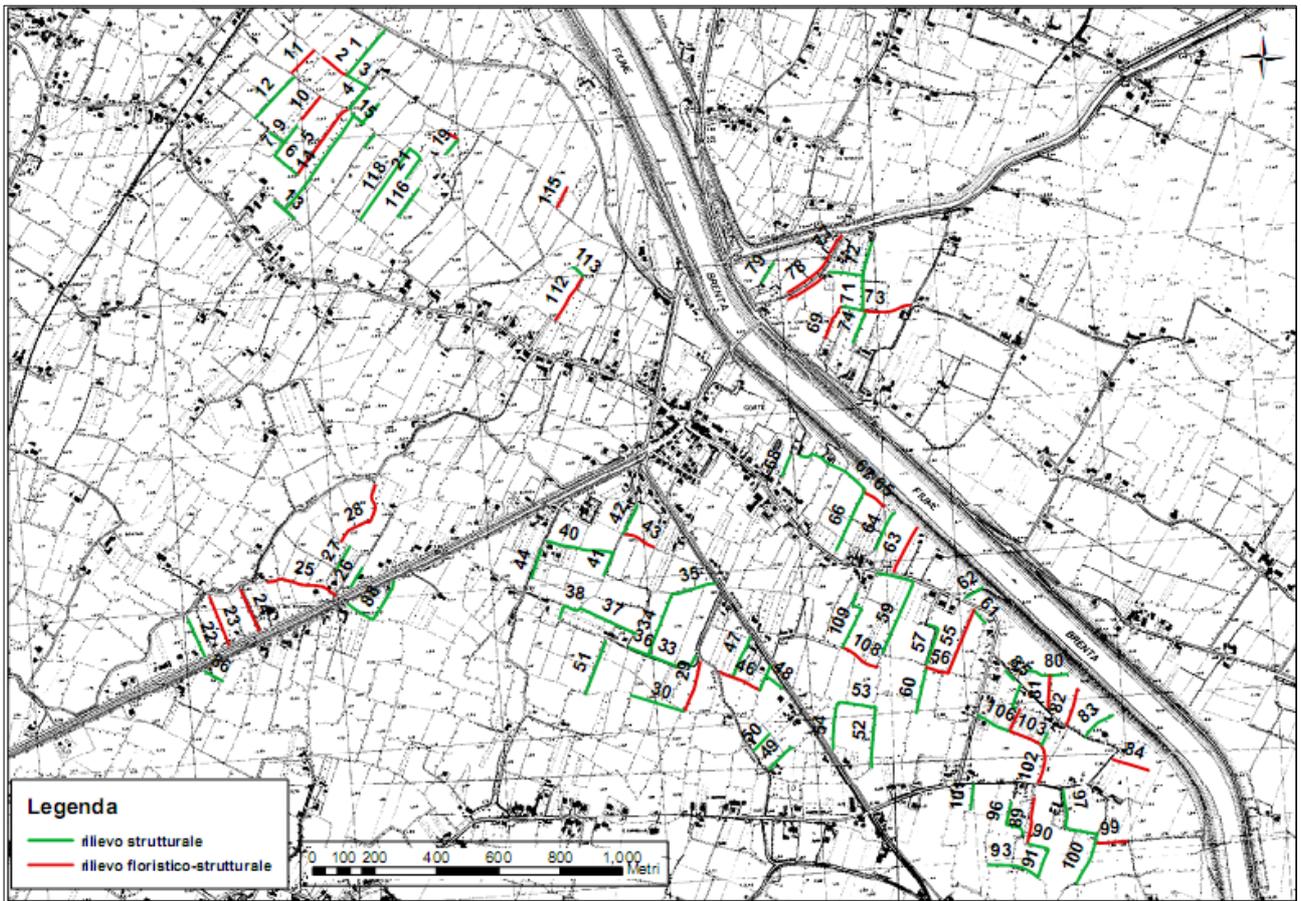


Figura 20: riferimenti numerici delle siepi in territorio di bonifica antica in base alla suddivisione del territorio in ATO.

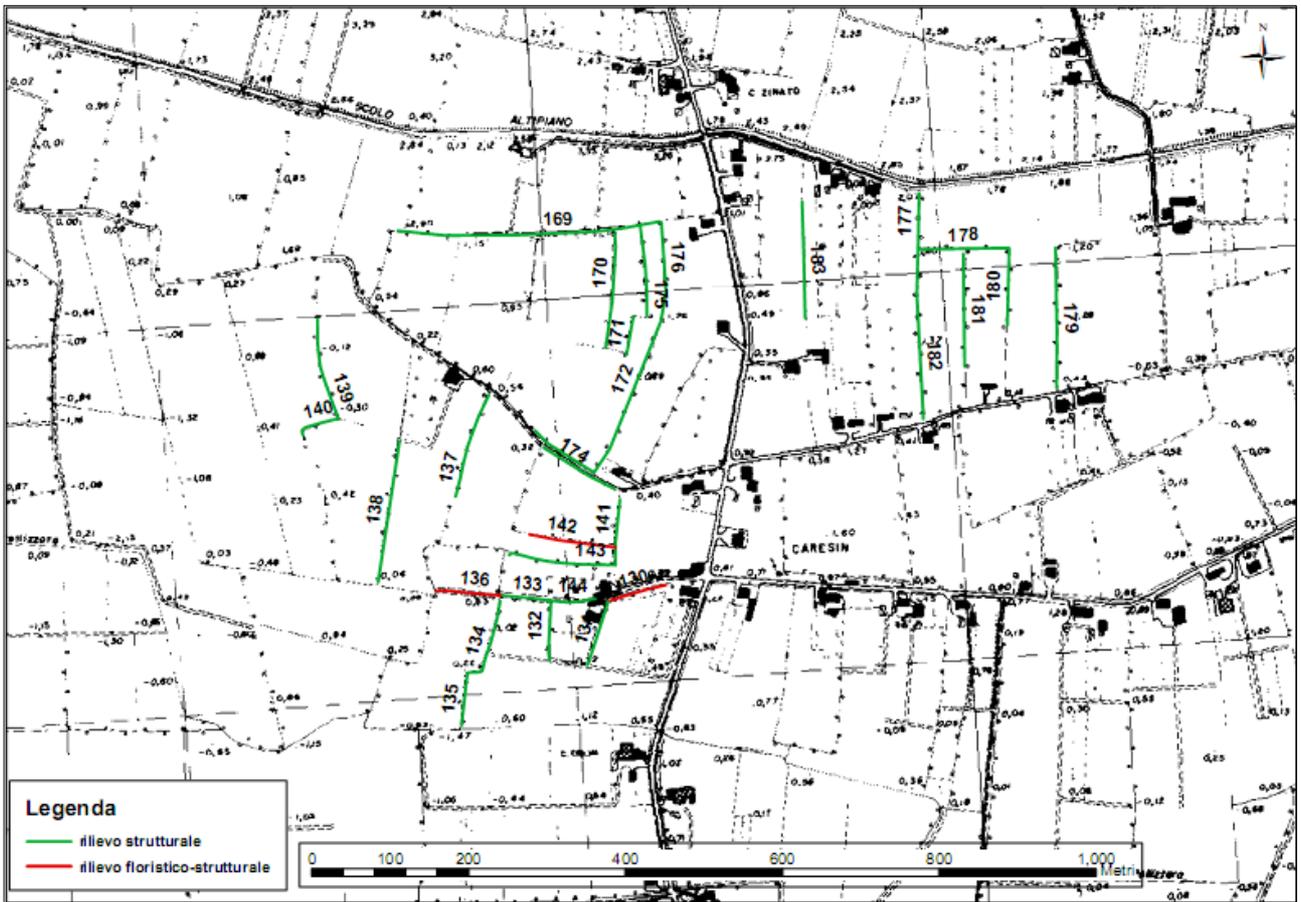


Figura 21: riferimenti numerici delle siepi in territorio di bonifica recente in base alla suddivisione in ATO.

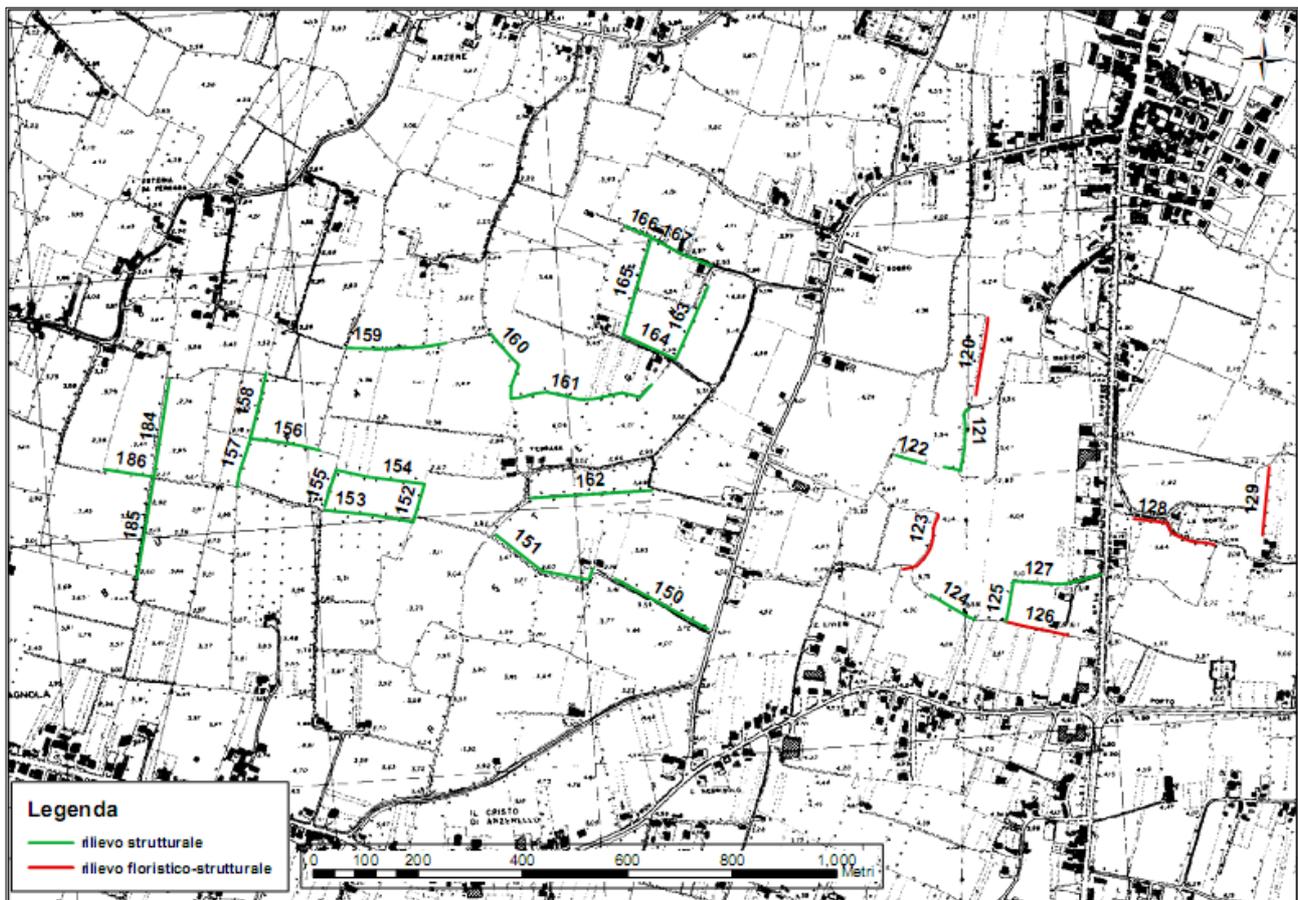


Figura 22: riferimenti numerici delle siepi in territorio periurbano in base alla suddivisione del territorio in ATO.

Analisi descrittiva

Le siepi

Le siepi studiate e che rientravano nei parametri prima indagati sono state 110. Prima di passare all'analisi statistica vera e propria, è bene descrivere la tipologia e gli attributi biometrici, fisici ed ecologici delle siepi censite.

| | N presenze | Media | Minimo | Massimo | Dev.Std |
|---|------------|---------|--------|---------|---------|
| ATTRIBUTI FISICI | | | | | |
| Lunghezza (m) | 110 | 120 | 35,0 | 380,0 | 59,931 |
| Larghezza strato erbaceo non gestito (m) | 110 | 5,344 | 1,6200 | 14,00 | 2,369 |
| Superficie copertura (m ²) | 110 | 764,682 | 150,5 | 2550,00 | 476,687 |
| Profondità scolina (cm) | 110 | 90,682 | 0,0000 | 200,00 | 50,245 |
| Larghezza scolina (cm) | 110 | 253,636 | 0,0000 | 600,00 | 131,033 |
| N° gap | 38 | 2,026 | 1,00 | 9,00 | 1,498 |
| Lungh.gap/lungh. Siepe | 110 | 4,217 | 0,0000 | 35,00 | 7,906 |
| ATTRIBUTI BIOMETRICI | | | | | |
| Diametro medio dendrometrico (cm) | 110 | 10,31 | 5,0000 | 35,42 | 5,802 |
| Area basimetrica totale (m ²) | 110 | 0,197 | 0,0068 | 2,19 | 0,256 |

| | | | | | |
|---------------------------------------|-----|---------|----------|--------|--------|
| Area basimetrica/ha (m ²) | 110 | 40,89 | 0,9933 | 446,55 | 58,223 |
| Numero di soggetti arborei/ha | 110 | 5263,37 | 125,0000 | 35294 | 5236,7 |
| Altezza media aritmetica | 110 | 7,45 | 4,0000 | 15,71 | 1,793 |
| INDICATORI DI DIVERSITA' | | | | | |
| Q robur | 3 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,000 |
| Piante morte in piedi | 19 | 2,737 | 1,00 | 20,00 | 4,344 |
| Piante morte a terra | 16 | 2,625 | 1,00 | 19,00 | 4,425 |
| IRi | 110 | 0,197 | 0,0199 | 2,25 | 0,255 |
| IRr | 110 | 0,007 | 0,0007 | 0,08 | 0,009 |
| Ricchezza specie | 110 | 10,482 | 4,00 | 24,00 | 4,152 |
| Ricchezza specie autoctone | 110 | 6,009 | 2,00 | 12,00 | 2,224 |
| N°specie totali/100 | 110 | 5,846 | 1,11 | 17,14 | 2,865 |
| Indice di Shannon (altezze) | 110 | 1,308 | 0,0000 | 2,39 | 0,583 |
| Indice di Shannon (diametri) | 110 | 1,564 | 0,0000 | 2,90 | 0,601 |

Tabella 1: Valori medi, minimi, massimi, numerosità e deviazione standard degli attributi rilevati nelle siepi censite

Come si può notare, da un lato abbiamo una bassa numerosità totale di *gap* rilevati all'interno delle siepi, sintomo questo di una buona connettività fisico-strutturale di una rete ecologica (Forman, 1995), dall'altro abbiamo una bassissima presenza di esemplari di *Quercus robur*, specie arborea che valorizza la siepe sia da un punto di vista ecologico (creazione di nicchie per animali, come coleotteri lignicoli) che storico-ambientale-paesaggistico (Sitzia, 2007); anche la mancanza nella maggioranza delle siepi di piante morte in piedi e a terra non contribuisce all'aumento del livello di biodiversità dei corridoi. Queste considerazioni sono in linea con i risultati dei grafici sotto riportati; infatti la frequenza di cura e taglio delle siepi non agevola l'incremento della necromassa.

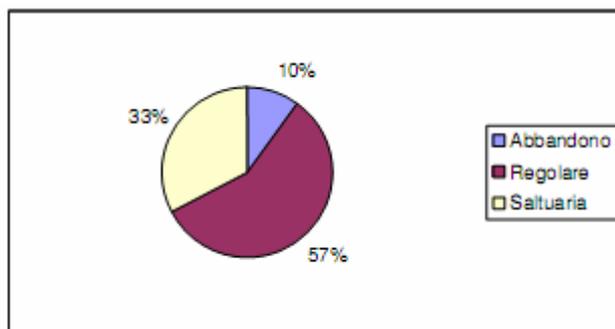


Grafico 1: Frequenza di taglio delle siepi

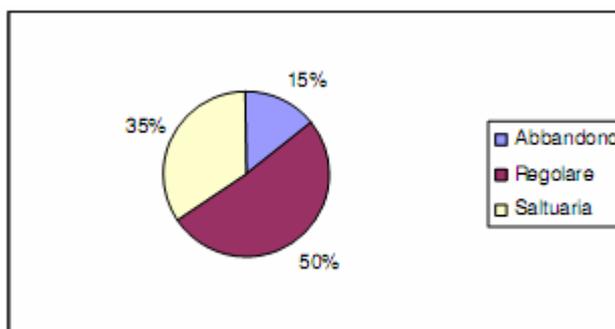


Grafico 2: frequenza di cura delle siepi

Per quanto riguarda la struttura verticale delle siepi oggetto d'indagine, le siepi monoplane basse rappresentano il 39% del totale; seguono multiplana (25%), biplana (25%) e monoplana alta (11%). Questi risultati sono abbastanza in linea con precedenti indagini svolte nel comune di Montegalda, nel vicentino (Rizzi, 2006): le siepi monoplane basse infatti riguardano il 38% del totale, la multiplana il 35% e a seguire biplana (17%) e monoplana alta (10%).

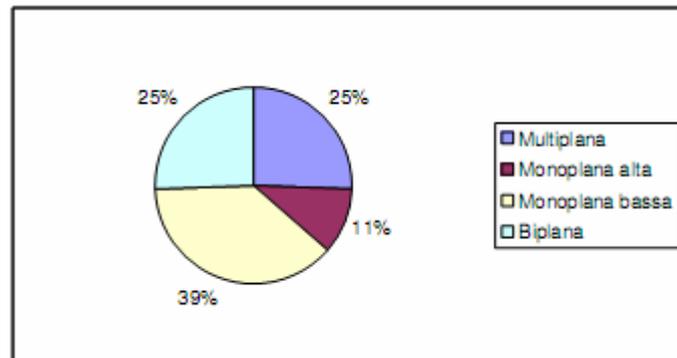


Grafico 3: struttura verticale delle siepi

La lunghezza delle siepi censite ha in media valori più bassi rispetto alle siepi oggetto di precedenti indagini nel territorio veneto (nel Polesine e in provincia di Venezia) così come i valori di superficie della copertura. Al contrario si sono rilevati valori molto maggiori di numero di soggetti arborei/ha, con, nel caso delle indagini effettuate nel Polesine, una simile area basimetrica/ha, indice di un diverso grado di maturità (o di differenti modalità di gestione) nelle siepi delle due diverse zone del Veneto.

Per quanto riguarda gli indicatori ed indici di diversità, nelle siepi oggetto della nostra indagine sono state rilevate un numero di specie legnose (totali ed autoctone) in media maggiore rispetto ai rilevamenti effettuati nel Polesine ed in provincia di Venezia, con però più bassi valori di IRi per le nostre siepi.

| | N | Media | Somma | Minimo | Massimo | Dev. Stand. |
|--|----|---------|---------|--------|---------|-------------|
| Variabili fisiche | | | | | | |
| Lunghezza (m) | 88 | 149.3 | 13135.0 | 30.0 | 1390.0 | 190.7 |
| Ampiezza chiome (m) | 88 | 4.96 | 436.20 | 0.50 | 15.00 | 2.51 |
| Superficie copertura (m ²) | 88 | 977 | 85961 | 15 | 16200 | 2097 |
| Larghezza strato erbaceo (m) | 88 | 2.80 | 246.20 | 0.05 | 15.00 | 2.29 |
| Superficie erbacea (m ²) | 88 | 682.0 | 60012.5 | 5.5 | 16200.0 | 2024.7 |
| Profondità scolina (cm) | 88 | 47 | | 0 | 350 | 53 |
| Larghezza scolina (cm) | 88 | 126 | | 0 | 400 | 101 |
| No. <i>gap</i> | 88 | 2.9 | 258.0 | 0.0 | 101.0 | 11.1 |
| Lunghezza dei <i>gap</i> (m) | 88 | 15.88 | 1397.00 | 0.00 | 350.00 | 45.19 |
| Indicatori biometrici arborei | | | | | | |
| Area basimetrica (m ²) | 68 | 0.273 | 18.582 | 0.003 | 1.289 | 0.307 |
| Area basimetrica per ettaro (m ² /ha) | 68 | 29.34 | | 0.56 | 126.01 | 29.69 |
| Diametro medio (cm) | 68 | 18.50 | | 6.00 | 51.00 | 11.40 |
| Altezza media aritmetica (m) | 68 | 8.61 | | 5.00 | 16.67 | 1.97 |
| No. di soggetti per ettaro | 68 | 1076.65 | | 111.00 | 3666.00 | 735.00 |
| Indicatori e indici di diversità | | | | | | |
| No. <i>Quercus robur</i> | 88 | 0.42 | 37.00 | 0.00 | 4.00 | 0.96 |
| No. piante morte a terra | 88 | 0.18 | 16.00 | 0.00 | 10.00 | 1.15 |
| No. piante morte in piedi | 88 | 0.52 | 46.00 | 0.00 | 15.00 | 1.98 |
| Dev. standard diametri (cm) | 68 | 6.03 | | 0.00 | 23.22 | 5.74 |
| Dev. standard altezze (cm) | 68 | 1.26 | | 0.00 | 4.70 | 1.07 |
| Indice di Shannon (altezze) | 68 | 0.93 | | 0.00 | 1.95 | 0.64 |
| Indice di Shannon (diametri) | 68 | 1.38 | | 0.00 | 2.60 | 0.77 |
| No. di specie legnose | 88 | 7.86 | | 1.00 | 21.00 | 5.22 |
| No. di specie legnose indigene | 88 | 5.39 | | 0.00 | 13.00 | 3.68 |
| <i>IRi</i> | 88 | 0.34 | | 0.00 | 2.08 | 0.39 |

Figura 23: variabili fisiche, indicatori biometrici e di diversità delle siepi dell'area di studio "Frassinelli", prov. di Venezia (Cantarello, 2004)

| | N | Media | Somma | Minimo | Massimo | Dev. Stand. |
|--|----|---------|---------|--------|---------|-------------|
| Variabili fisiche | | | | | | |
| Lunghezza (m) | 83 | 312.9 | 25970 | 0.5 | 3000 | 361.90 |
| Ampiezza chiome (m) | 83 | 5.17 | 429 | 0.5 | 10 | 1.98 |
| Superficie copertura (m ²) | 83 | 1619.72 | 134436 | 3.5 | 12000 | 1735.77 |
| Larghezza strato erbaceo (m) | 83 | 1.52 | 125.9 | 0.4 | 9 | 1.25 |
| Superficie erbacea (m ²) | 83 | 513.2 | 42595.6 | 1.25 | 6750 | 876.88 |
| Larghezza scolina (cm) | 83 | 181.50 | | 0 | 500 | 127.11 |
| Profondità scolina (cm) | 83 | 107.85 | | 0 | 300 | 78.71 |
| No. <i>gap</i> | 83 | 2.16 | 179 | 0 | 17 | 3.42 |
| Lunghezza dei <i>gap</i> (m) | 83 | 43.84 | 3639 | 0 | 9.83 | 119.21 |
| Indicatori biometrici arborei | | | | | | |
| Area basimetrica (m ²) | 81 | 0.48 | 38.6 | 0.004 | 2.54 | 0.47 |
| Area basimetrica per ettaro (m ² /ha) | 81 | 39.59 | | 1.95 | 169.53 | 31.81 |
| Diametro medio (cm) | 81 | 18.99 | | 5 | 67.1 | 13.34 |
| Altezza media aritmetica (m) | 81 | 7.09 | | 2 | 23.67 | 3.05 |
| No. di soggetti per ettaro | 81 | 2088 | | 300 | 9000 | 1623.56 |
| Indicatori e indici di diversità | | | | | | |
| No. <i>Quercus robur</i> | 83 | 0.14 | 12 | 0 | 3 | 0.50 |
| No. piante morte a terra | 83 | 0.07 | 6 | 0 | 4 | 0.49 |
| No. piante morte in piedi | 83 | 0.14 | 12 | 0 | 4 | 0.59 |
| Dev. standard diametri (cm) | 81 | 6.38 | | 0 | 18.68 | 4.75 |
| Dev. standard altezze (m) | 81 | 1.63 | | 0 | 5.95 | 1.21 |
| Indice di Shannon (altezze) | 81 | 1.129 | | 0 | 2.15 | 0.48 |
| Indice di Shannon (diametri) | 81 | 1.876 | | 0 | 3.03 | 0.49 |
| No. di specie legnose | 83 | 5.81 | | 1 | 14 | 3.21 |
| No. di specie legnose indigene | 83 | 3.94 | | 0 | 10 | 2.18 |
| <i>IRi</i> | 83 | 0.31 | | 0 | 1.54 | 0.35 |

Figura 24: variabili fisiche, indicatori biometrici e di diversità delle siepi dell'area di studio "Canda Castelguglielmo", prov. di Rovigo (Milan, 2003)

La flora erbacea

In 40 delle 110 siepi studiate è stata condotta l'analisi floristica, secondo le metodologie prima riportate; sono state rilevate 212 (Appendice 2) specie erbacee da un minimo di 19 specie/siepe ad un massimo di 77 specie/siepe. Una media di numero di specie/siepe di 45,6.

| ID siepe | N° specie nemorali | N° specie erbacee totali |
|----------|--------------------|--------------------------|
| 2 | 8 | 52 |
| 5 | 5 | 31 |
| 10 | 5 | 30 |
| 11 | 3 | 19 |
| 18 | 2 | 19 |
| 23 | 12 | 51 |
| 24 | 14 | 61 |
| 25 | 12 | 77 |
| 28 | 6 | 35 |
| 29 | 12 | 65 |
| 43 | 11 | 57 |
| 46 | 11 | 65 |
| 55 | 15 | 74 |
| 56 | 10 | 47 |
| 58 | 10 | 53 |
| 63 | 11 | 71 |
| 65 | 13 | 59 |
| 69 | 6 | 44 |
| 73 | 7 | 33 |
| 77 | 4 | 26 |
| 78 | 10 | 50 |
| 81 | 7 | 32 |
| 82 | 8 | 36 |
| 84 | 4 | 73 |
| 89 | 11 | 62 |
| 99 | 10 | 56 |
| 102 | 9 | 25 |
| 103 | 11 | 42 |
| 105 | 10 | 35 |
| 108 | 9 | 53 |
| 112 | 11 | 55 |
| 115 | 4 | 31 |
| 120 | 3 | 23 |
| 123 | 5 | 25 |
| 126 | 7 | 34 |
| 128 | 8 | 39 |
| 129 | 14 | 62 |
| 130 | 7 | 29 |
| 136 | 8 | 42 |
| 142 | 13 | 52 |

Tabella 2: numero specie erbacee totali e femorali in ciascuna siepe

Questi dati risultano particolarmente interessanti se confrontati con i valori di numerosità di specie erbacee rilevati da Deckers *et al.* (2004) nelle Fiandre (Belgio); in un campione di 511 siepi analizzate, con lunghezza media delle siepi inferiore a quelle del nostro caso di studio (71,87 m) ed

una larghezza di strato erbaceo maggiore (7,52 m), sono state individuate 141 specie erbacee. Questo dato è particolarmente significativo perché indica l'importanza che hanno in assoluto le siepi campestri nel nostro territorio come contenitori di biodiversità, nonostante il loro basso sviluppo lineare rispetto all'area belga. Logicamente bisogna considerare i fattori stazionali che variano moltissimo da zona a zona e che influiscono grandemente nella distribuzione ed abbondanza delle specie, sia a scala micro che macro. Rimanendo invece nello stesso contesto territoriale della nostra area di studio, importanti sono i dati rilevati ad esempio da Sarzo *et al.* nel biotopo di Bolzonella (PD), di circa 10 ha, habitat sicuramente (nonostante le forti pressioni antropiche cui è sottoposto anch'esso e dell'esigua dimensione) migliore per lo sviluppo della flora erbacea rispetto alle nostre siepi campestri. Nell'area sono state individuate 252 entità floristiche. Il bosco di Carpendo (VE), di soli 2,61 ha, ne conta invece solo 62 (Zinato, 2004). Il relitto bosco di Olmè (VE) ne annovera circa 200 (Zanetti, 1985).



Figura 25: *Bidens tripartita* (Foto Sitzia)

Le specie erbacee da considerarsi importanti dal punto di vista della loro piccola distribuzione ed esiguo numero (r; rr; r.loc.) nel territorio padovano secondo il lavoro di Masin (2005) sono 8:

- *Artemisia campestris* L. (rr)
- *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth (rr)
- *Epilobium parviflorum* Schreber (r)
- *Lamium maculatum* L. (r)
- *Melissa officinalis* L. (r)
- *Petasites hybridus* (L.) Gaertn., Meyer et Sch. (rr)
- *Sium latifolium* L. (r)
- *Vicia hirsuta* (L.) S.F.Gray (r)

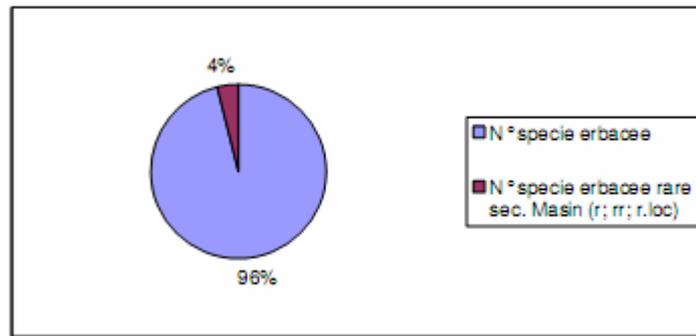


Grafico 4: Specie erbacee rare/ specie erbacee totali: r=pianta rara; rr=pianta presente in modo puntiforme; r.loc.=pianta rara presente solo in ambienti particolari

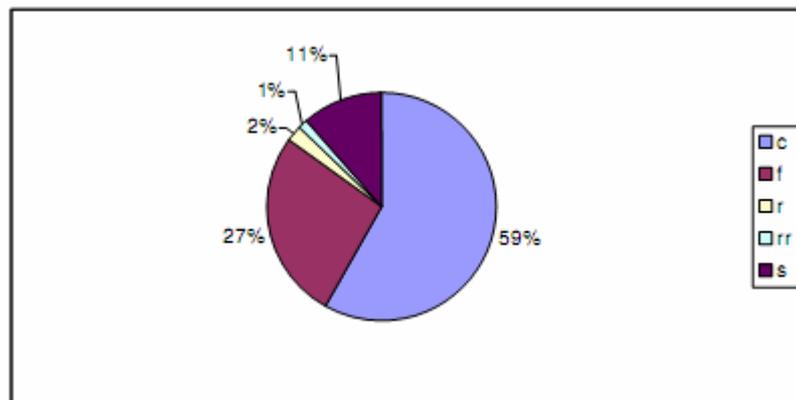


Grafico 5: distribuzione specie erbacee provincia di Padova (Masin, 2005): r=pianta rara; rr=pianta presente in modo puntiforme; f=pianta diffusa in alcuni ambienti; c=pianta comune; s=pianta presente sporadicamente ma con popolazioni non esigue

Le specie erbacee che rientrano nella **lista rossa della flora padovana** (specie cioè da preservare perché a rischio di estinzione) sono 6:

- *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth
- *Euphorbia palustris* L.
- *Holosteum umbellatum* L.
- *Lysimachia nummularia* L.
- *Petasites hybridus* (L.) Gaertn., Meyer et Sch.
- *Sium latifolium* L.

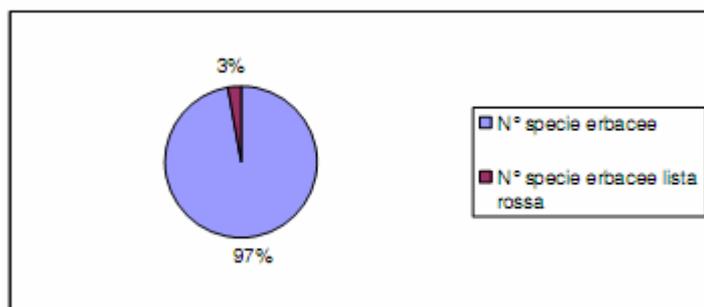


Grafico 6: specie erbacee lista rossa/ specie erbacee totali

Le specie erbacee legate esclusivamente ad **ambienti acquatici** o perlomeno caratterizzati da un livello di umidità alto e costante, secondo la classificazione di Masin (2005) (wf; ud; bo) sono 12:

- *Alisma lanceolatum* With.
- *Alisma plantago-aquatica* L.
- *Butomus umbellatus* L.
- *Carex elata* All.
- *Frangula alnus* Miller
- *Iris pseudacorus* L.
- *Lemna gibba* L.
- *Lemna minor* L.
- *Lemna trisulca* L.
- *Polygonum amphibium* L.
- *Rorippa amphibia* (L.) Besser
- *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla

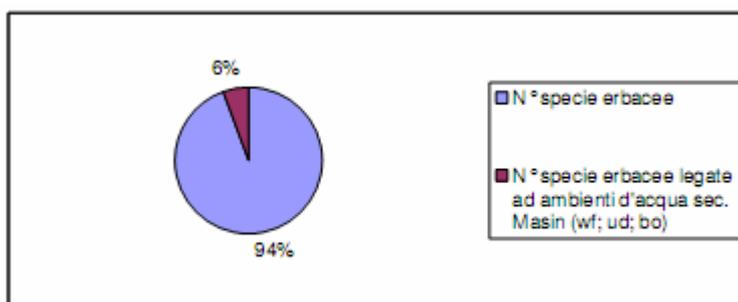


Grafico 7: numero specie erbacee legate ad ambienti d'acqua/ specie erbacee totali: wf=acqua bassa ferma o lenta; ud=depressioni con umidità costante; bo=ontaneto



Figura 26: I caratteristici "cespi" di *Carex elata* (Foto Sitzia)

Per concludere, le specie notevoli "latu sensu", ottenute raggruppando i gruppi visti in precedenza, sono 23, l'11% del totale:

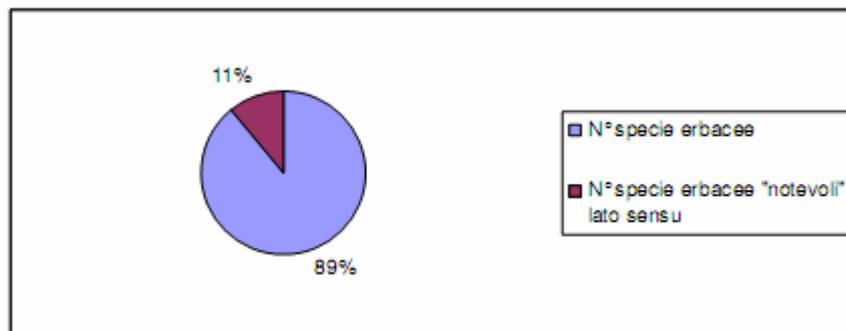


Grafico 8: numero specie notevoli totali

Per quanto riguarda le **specie nemorali**, sono state classificate in base a vari autori che hanno descritto la biologia delle specie riguardo al fabbisogno di luce/ombra; gli autori sui quali ci siamo basati sono stati Landolt, ElleMBERG (1992), Rameau (1989), Ubaldi (2003) e Sitzia (2007); in base ai loro lavori si sono rilevate 35 specie classificabili come "nemorali" (vedi Appendice 1):

- *Aegopodium podagraria* L.
- *Angelica sylvestris* L.
- *Ajuga reptans* L.
- *Arum italicum* Miller
- *Brachypodium sylvaticum* (Hudson) Beauv.
- *Bryonia dioica* Jacq.
- *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth
- *Calystegia sepium* (L.) R.Br.
- *Carex flacca* Schreber
- *Carex otrubae* Podp.

- *Chelidonium majus* L.
- *Equisetum telmateja* Ehrh.
- *Equisetum arvense* L.
- *Eupatorium cannabinum* L.
- *Frangula alnus* Miller
- *Galium aparine* L.
- *Galium palustre* L.
- *Geum urbanum* L.
- *Glechoma hederacea* L.
- *Hedera helix* L.
- *Lamium album* L.
- *Lamium maculatum* L.
- *Lapsana communis* L.
- *Lysimachia nummularia* L.
- *Lysimachia vulgaris* L.
- *Myosoton aquaticum* (L.)
- *Pastinaca sativa* L.
- *Poa sylvicola* Guss.
- *Petasites hybridus* (L.) Gaertn.
- *Ranunculus repens* L.
- *Scrophularia nodosa* L.
- *Solanum dulcamara* L.
- *Symphytum bulbosum* Schimper
- *Viola odorata* L.
- *Viola reichenbachiana* Jordan ex Boreau

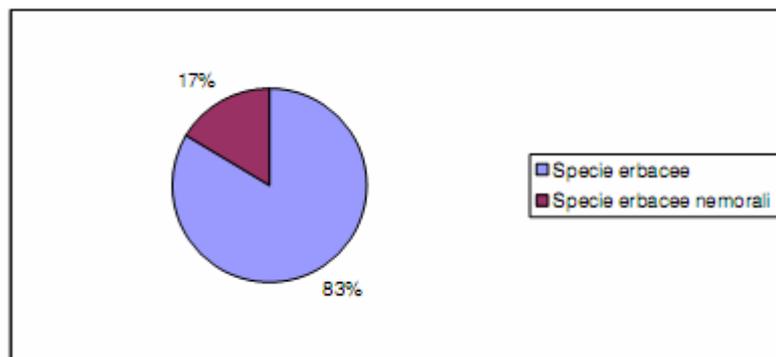


Grafico 9: Specie erbacee nemorali/specie erbacee totali

Tutte e 40 le siepi monitorate per il rilievo floristico hanno riscontrato avere almeno 2 specie nemorali fino ad un massimo di 15; in media si sono trovate 8.6 specie nemorali per siepe monitorata.

Tutte e 35 le specie nemorali considerate appartengono ad ambienti generici di “boschi/siepi” anche secondo la definizione di Masin (2005) per la provincia di Padova, ad eccezione delle seguenti 5 specie:

- *Carex otrubae* Podp., segnalata come tipica di fossi/zone umide
- *Lapsana communis* L., segnalata come tipica di incolti ruderali
- *Pastinaca sativa* L., segnalata come tipica di incolti ruderali
- *Petasites hybridus* (L.) Gaertn., Meyer et Sch., segnalata come tipica di argini erbosi
- *Ranunculus repens* L., segnalata come tipica di argini erbosi/greti/fossi



Figura 27: *Scrophularia nodosa*, una delle specie nemorali più affascinanti



Figura 28: *Ajuga reptans* (Foto Sitzia)

Per quanto riguarda le forma biologiche delle specie rilevate possiamo riportare i seguenti grafici:

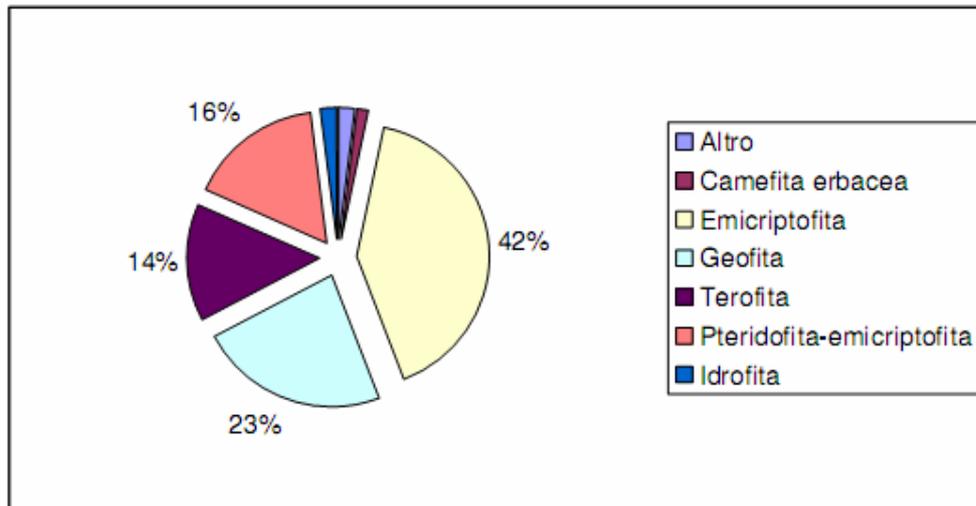


Grafico 10: forme biologiche specie erbacee totali

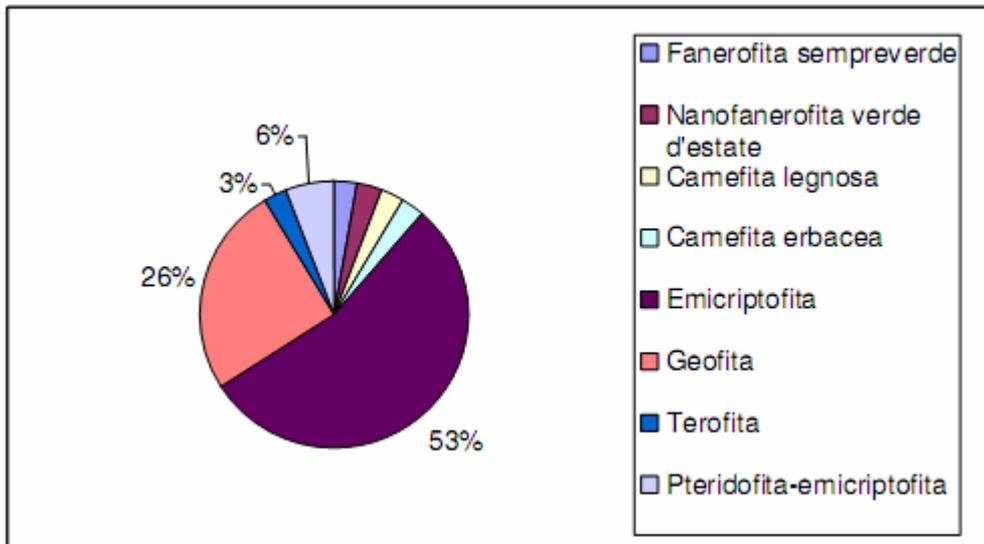


Grafico 11: forma biologica specie nemorali

Da ultimo viene riportato un grafico con la corologia delle specie nemorali secondo Pignatti (1982):

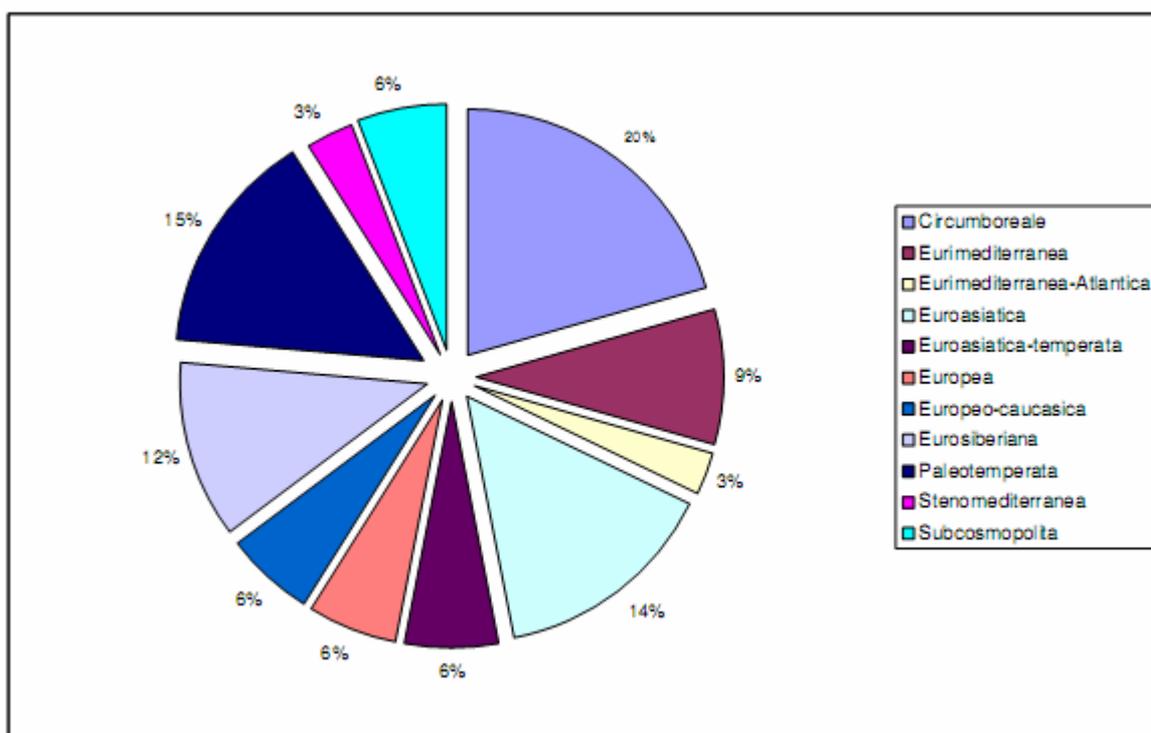


Grafico 12: corologia specie nemorali secondo Pignatti (1982)

Dal punto di vista corologico una flora risulta costituita da una serie di elementi corologici, ciascuno dei quali comprende un gruppo di specie aventi la stessa area d'origine, oppure la stessa distribuzione. Nel primo caso si parla di elemento genetico, nel secondo di elemento geografico. Spesso il centro d'origine coincide con l'area di distribuzione, come nel caso di molte specie ad areale ristretto, per cui l'elemento genetico si identifica con l'elemento geografico. In altri casi i due elementi risultano ben distinti; infatti cambiamenti climatici avvenuti in epoche passate hanno provocato numerosi spostamenti di specie che, dal loro areale d'origine, sono state costrette a migrare verso zone ecologicamente più favorevoli. Non va poi dimenticato che anche l'intervento dell'uomo può aver apportato variazioni nella distribuzione naturale della flora.

Nel nostro caso si nota una buona prevalenza (20%) di specie “circumboreali”, specie tipiche di zone fredde, temperato-fredde dell'Europa, Asia e Nordamerica, specie quindi ad ampio areale. Medesimo discorso vale per le specie “eurasiatiche” (14%), “eurosiberiane” (12%, tipiche di zone fredde e temperato-fredde dell'Eurasia) e “paleotemperate” (15%). Troviamo anche specie però con areale più limitato, e quindi più interessanti come le “Stenomediterranee” (3%, caratteristiche delle coste mediterranee, caratterizzate da un periodo secco estivo) e le “Eurimediterranee” (9%, caratteristiche sempre delle coste mediterranee ma prolungatesi verso nord). Il 6% è rappresentato da specie “subcosmopolite”, diffuse in quasi tutte le zone del mondo (Pignatti, 1982) in parte anche per i cambiamenti di cui abbiamo parlato nel paragrafo precedente.

Test ANOVA per tipologie strutturali delle siepi

Dopo aver eseguito l'estrazione di un campione di 12 siepi per ciascuna tipologia di struttura verticale, che rispondessero ai requisiti dell'ANOVA (vedi "Materiali e metodi"), è stata eseguita una segmentazione attraverso la quale si sono ottenute medie ed errori standard delle variabili viste in precedenza per ciascuna tipologia strutturale ($p < 0.05$):

| ATTRIBUTI FISICI | Multiplana | | Monoplana bassa | | Monoplana alta | | Biplana | | F | p |
|--|------------|------|-----------------|------|----------------|------|---------|------|------|-------|
| | M | ES | M | ES | M | ES | M | ES | | |
| Lunghezza (m) | 142,9 | 17,7 | 112,9 | 15,4 | 98,7 | 1,4 | 86,6 | 14,2 | 2,43 | 0,077 |
| Larghezza (m) | 6,9 | 1 | 6,2 | 0,4 | 6,6 | 0,7 | 5,5 | 0,4 | 0,72 | 0,543 |
| Larghezza strato erbaceo non gestito (m) | 7,1 | 0,9 | 4,8 | 0,3 | 4,9 | 0,6 | 4,7 | 0,7 | 2,67 | 0,059 |
| Profondità scolina (cm) | 125,8 | 13,1 | 89,5 | 14,8 | 74,1 | 12,2 | 64,5 | 13,8 | 3,94 | 0,014 |
| Largh. Scolina (cm) | 350 | 35 | 240 | 32,5 | 276,6 | 42,3 | 169,1 | 32,1 | 4,43 | 0,008 |
| N° gap | 0,9 | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 1,08 | 0,3 | 0,2 | 0,1 | 3,17 | 0,033 |
| Lungh. Gap | 10,1 | 2,7 | 0,9 | 0,9 | 7,8 | 3,2 | 1,9 | 1,3 | 3,92 | 0,014 |
| Lungh. Gap/lungh. Siepe | 7,3 | 2,3 | 0,4 | 0,4 | 6,6 | 2,7 | 3,4 | 2,5 | 2,04 | 0,121 |

Tabella 3: Attributi fisici dei 4 tipi strutturali (M=media, ES=errore standard) con n=12 e risultati del test ANOVA

| INDICATORI BIOMETRICI | Multiplana | | Monoplana bassa | | Monoplana alta | | Biplana | | F | p |
|--|------------|--------|-----------------|--------|----------------|--------|---------|--------|------|-------|
| | M | ES | M | ES | M | ES | M | ES | | |
| Altezza media aritmetica (m) | 7,6 | 0,3 | 6,7 | 0,3 | 7,7 | 0,4 | 7,2 | 0,4 | 1,32 | 0,278 |
| Area basimetrica/ha (m ² /ha) | 44,9 | 9,4 | 30,2 | 7,7 | 38,7 | 7,8 | 29,8 | 8,7 | 0,73 | 0,534 |
| Diametro medio dendrometrico medio (cm) | 11,8 | 1,3 | 7,8 | 0,3 | 11,9 | 1,5 | 9,1 | 1,2 | 2,66 | 0,059 |
| Media aritmetica diametri (cm) | 10,3 | 1 | 7,6 | 0,3 | 10,9 | 1,2 | 8,8 | 1,2 | 2,05 | 0,119 |
| N° soggetti arborei/ha | 4117,8 | 730,08 | 6481,7 | 1662,9 | 4565,7 | 1067,3 | 5858,8 | 1933,4 | 0,59 | 0,622 |

Tabella 4: indicatori biometrici nei 4 tipi strutturali (M=media, ES=errore standard) con n=12 e risultati del test ANOVA

Interessante notare come alle siepi multiplane siano associati valori più elevati di profondità e larghezza delle scoline: si può ritenere che ciò crei un microclima particolare rispetto all'esterno o una maggiore disponibilità di spazio vitale, diverso da quello dell'ecosistema agrario circostante e quindi maggiormente idoneo alla formazione indisturbata di sistemi arborei diversificati strutturalmente e biologicamente.

Il test ANOVA effettuato ha rilevato ($p < 0.05$) relazioni significative tra la struttura delle siepi e 4 variabili fisiche che sono:

- Profondità della scolina
- Larghezza della scolina
- N° gap
- Lunghezza dei gap

| INDICI BIODIVERSITA' | Multiplana | | Monoplana bassa | | Monoplana alta | | Biplana | | F | p |
|----------------------------|------------|-------|-----------------|-------|----------------|------|---------|-------|------|-------|
| | M | ES | M | ES | M | ES | M | ES | | |
| IRi | 0,2 | 0,03 | 0,19 | 0,03 | 0,1 | 0,05 | 0,1 | 0,05 | 0,27 | 0,841 |
| IRr | 0,007 | 0,001 | 0,006 | 0,001 | 0,005 | 0,01 | 0,006 | 0,001 | 0,27 | 0,841 |
| Ricchezza di specie totali | 12,3 | 0,8 | 9,8 | 0,7 | 8,6 | 0,8 | 8,4 | 0,6 | 5,25 | 0,003 |
| Ricchezza di specie native | 7,4 | 0,4 | 6 | 0,4 | 4,5 | 0,4 | 5,1 | 0,5 | 6,06 | 0,001 |
| N°specie totali/100 | 6,5 | 1,2 | 6 | 0,6 | 5 | 0,5 | 7,4 | 1,2 | 1,05 | 0,375 |
| Indice di shannon (h) | 1,5 | 0,09 | 1,3 | 0,1 | 1,5 | 0,1 | 0,9 | 0,1 | 3,75 | 0,017 |
| Indice di shannon (d) | 2 | 0,1 | 1,5 | 0,1 | 1,6 | 0,1 | 1,2 | 0,1 | 5,06 | 0,004 |
| Dev.st. altezze | 2 | 0,3 | 1,2 | 0,1 | 1,6 | 0,3 | 1,08 | 0,2 | 2,65 | 0,06 |

Tabella 5: indici ed indicatori di biodiversità nei 4 tipi strutturali (M=media, ES=errore standard) con n=12 e risultati del test ANOVA

Molto interessante risulta la tabella 5: conferma infatti il grado di complessità (e quindi di importanza biologica all'interno di una matrice territoriale) più elevato delle siepi multiplane, non solo dal punto di vista dei parametri fisici (soprattutto larghezza dello strato erbaceo non gestito, vedi tabella 2) ma anche degli indicatori di biodiversità.

In particolare possiamo notare:

- gli indici di Shannon sia per i diametri che per le altezze, la ricchezza di specie legnose sia in termini complessivi sia considerando le specie autoctone assumono i valori maggiori per le siepi multiplane (vedi grafici successivi), come sopra esposto
- Il superamento della soglia di 8 specie legnose autoctone nell'intera siepe è un indicatore di qualità secondo le Hedgerow Regulation (Anon. 1997, 1998): questo non avviene in tutte le tipologie strutturali per quanto riguarda le specie legnose totali (anche se ci si avvicina ancora una volta nelle multiplane), sintomo questo di una grande invadenza delle specie esotiche nel territorio saccisico e padano a scapito delle altre specie
- Il valore del numero di specie ogni 100 m lineari di lunghezza non è significativamente diverso tra i 4 tipi, ed assume valori più alti nelle biplane come in lavori precedentemente svolti (Sitzia, 2007)

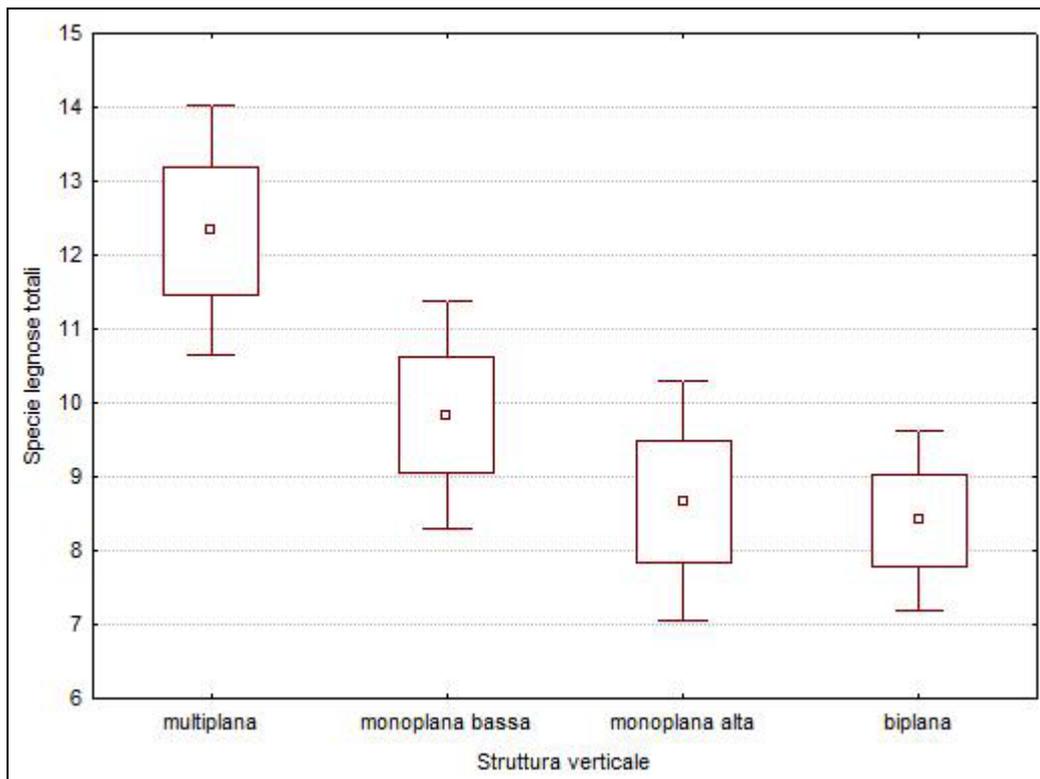


Grafico 13: medie ed errori standard della ricchezza di specie legnose totali. Quadrato: media; barre orizzontali: intervallo di confidenza al 95%; Box: errore standard

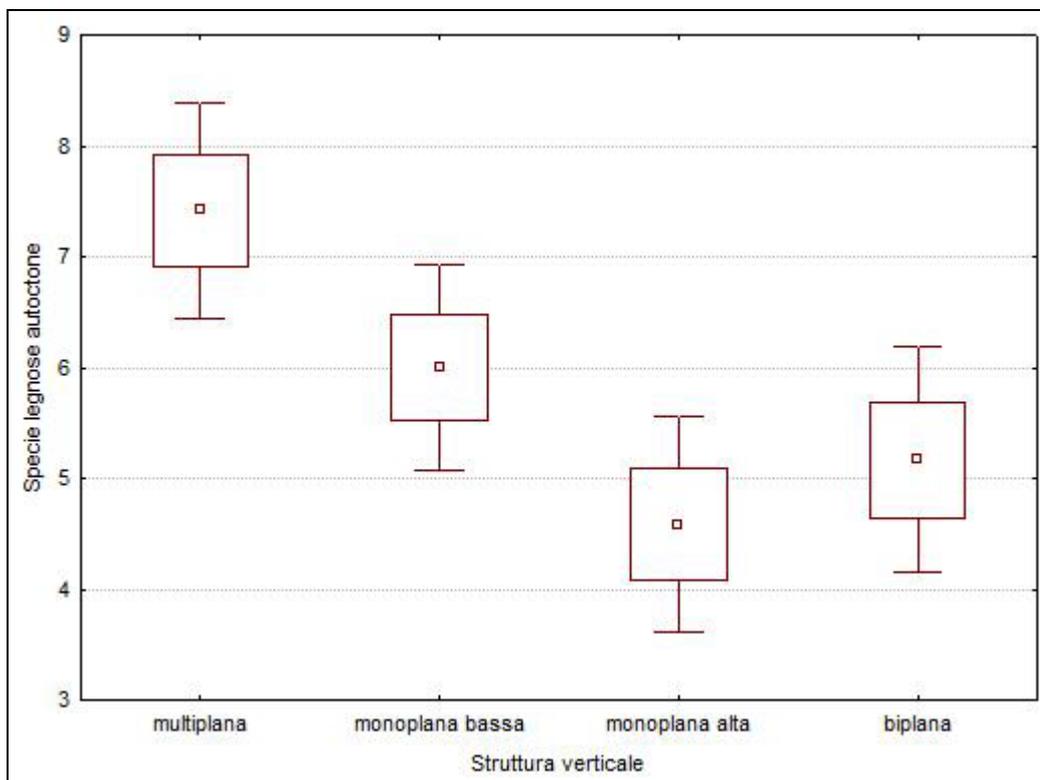


Grafico 14: medie ed errori standard della ricchezza di specie legnose autoctone. Quadrato: media; barre orizzontali: intervallo di confidenza al 95%; Box: errore standard

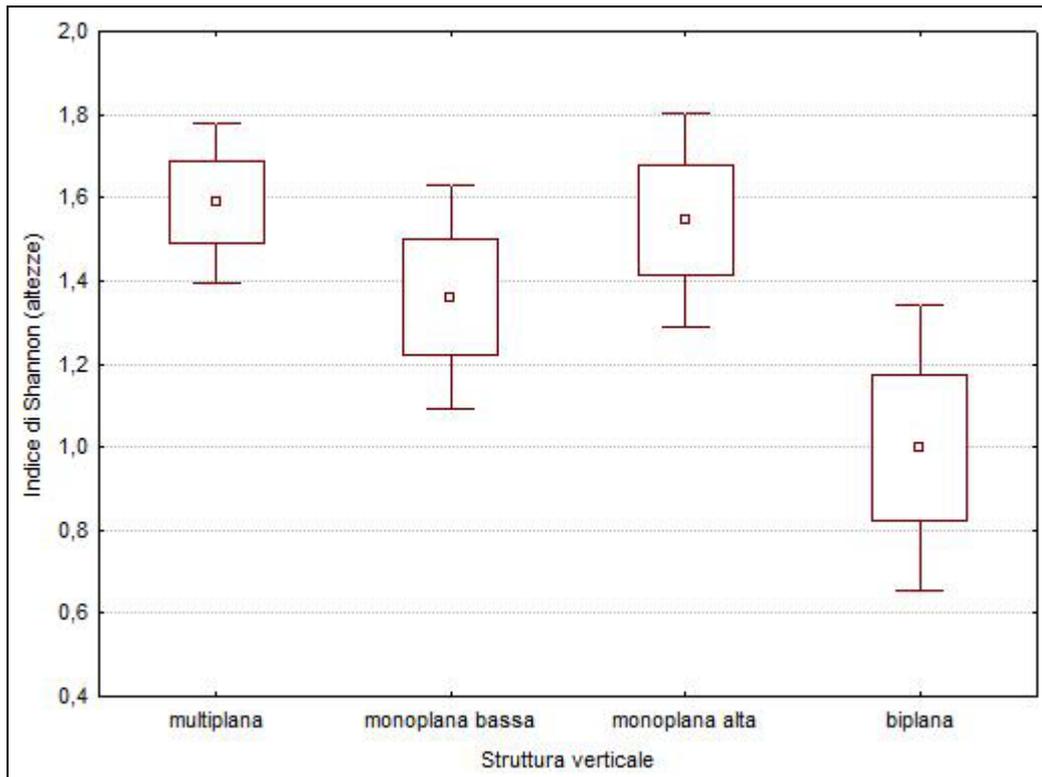


Grafico 15: medie ed errori standard dell' indice di Shannon (altezze). Quadrato: media; barre orizzontali: intervallo di confidenza al 95%; Box: errore standard

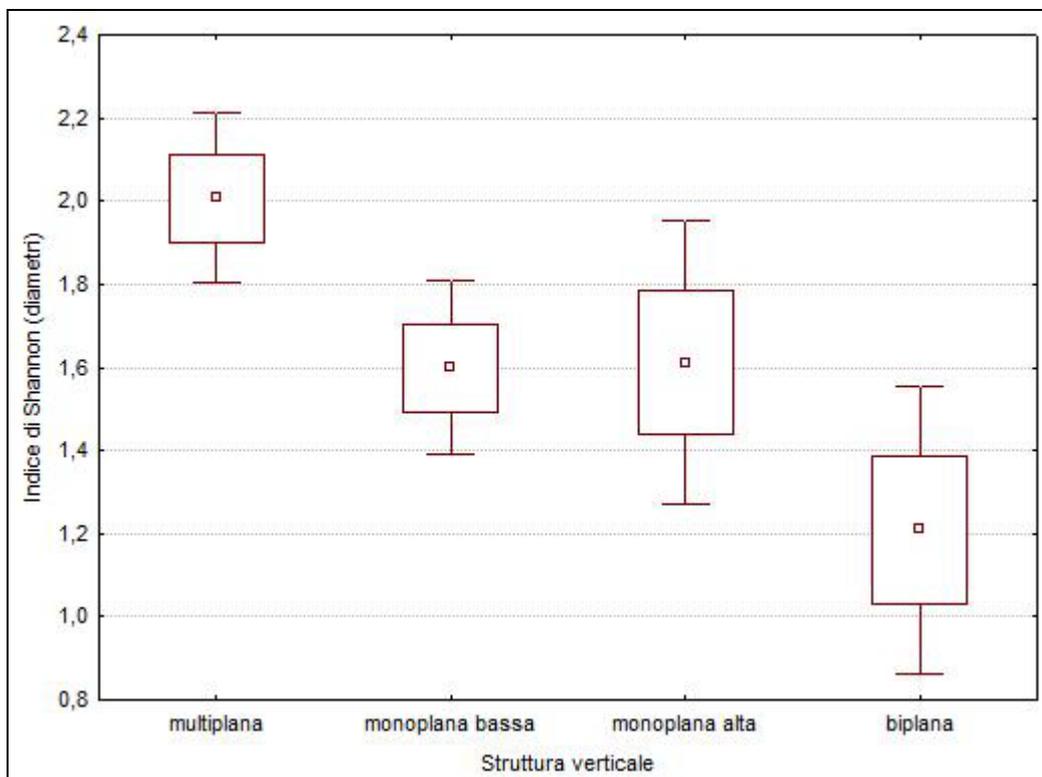


Grafico 16: medie ed errori standard dell'indice di Shannon (diametri). Quadrato: media; barre orizzontali: intervallo di confidenza al 95%; Box: errore standard

Molto interessante ed altamente significativa si è rivelata la relazione con la ricchezza di specie totali ($F=5.2$, $p=0.003$) e la ricchezza di specie legnose autoctone ($F=6.06$ e $p=0.001$) confermando la validità del protocollo per determinare l'importanza della siepe in base alla struttura verticale. Anche gli indici di Shannon per le altezze e per i diametri sono chiaramente relazionati alla tipologia di struttura verticale, riportando, ancora una volta, valori maggiori per le siepi multiplane.

Il test LSD effettuato con le variabili significative dell' ANOVA (metodo *Post Hoc*) mostra una differenza significativa ($p<0.05$) per quanto riguarda la ricchezza di specie legnose totali ed autoctone nel caso della siepe multiplana rispetto alle medie degli altri 3 tipi strutturali, confermando la correttezza del metodo di giudizio riguardo l'importanza delle siepi da un punto di vista della biodiversità specifica sulla base di parametri strutturali.

| | Multiplana M=12,333 | Mon. Bassa M=9,8333 | Mon. Alta M=8,6667 | Biplana M=8,4167 |
|-----------------|------------------------|------------------------|--------------------|------------------|
| multiplana | | 0,028 | 0,0018 | 0,00094 |
| monoplana bassa | 0,028 | | 0,296 | 0,206 |
| monoplana alta | 0,001 | 0,296 | | 0,821 |
| biplana | 0,00094 | 0,206 | 0,821 | |

Tabella 6: LSD di Fischer ($p<0.05$) per le specie legnose totali

| | Multiplana M=7,4167 | Mon. Bassa M=6,0000 | Mon. Alta M=4,5833 | Biplana M=5,1667 |
|-----------------|------------------------|------------------------|--------------------|------------------|
| multiplana | | 0,05 | 0,0002 | 0,002 |
| monoplana bassa | 0,05 | | 0,05 | 0,244 |
| monoplana alta | 0,000228 | 0,05 | | 0,412 |
| biplana | 0,002 | 0,245 | 0,412966 | |

Tabella 7: LSD di Fischer ($p<0.05$) per le specie legnose autoctone



Figura 29: Siepe multiplana (ID 63) (Foto Rizzi)



Figura 30: Siepe monoplana bassa (ID 60) (Foto Rizzi)



Figura 31: Siepe biplana (ID 34) (Foto Rizzi)

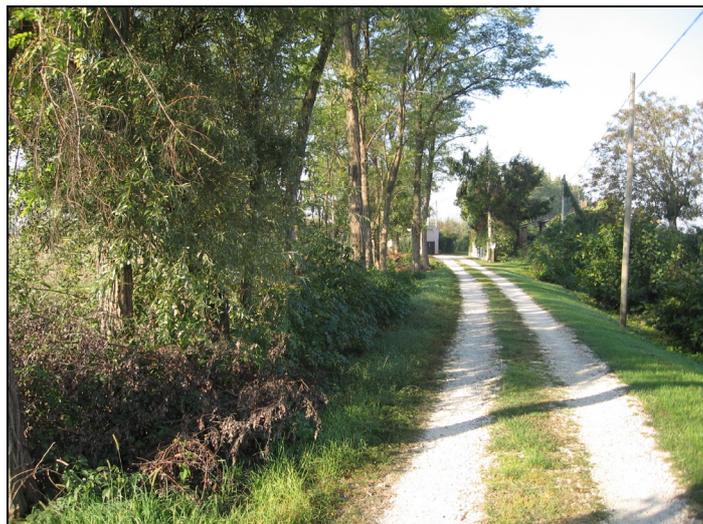


Figura 32: Siepe monoplana alta (ID 130) (Foto Rizzi)

Relazioni specie-area

I valori di regressione sono stati stimati considerando separatamente il numero di specie legnose totali e quelle indigene; considerando il numero totale di specie legnose, i valori stimati sono stati:

- **Funzione potenza:** $C= 1,09$; $Z= 0,34$; $R^2= 0,523$ ($p<0.05$)
- **Funzione logaritmica:** $C= -13,33$; $Z= 3,682$; $R^2= 0,521$ ($p<0.05$)
- **Funzione logistica:** $C= -4,48$; $Z= 0,408$; $R^2= 0,524$ ($p<0.05$)

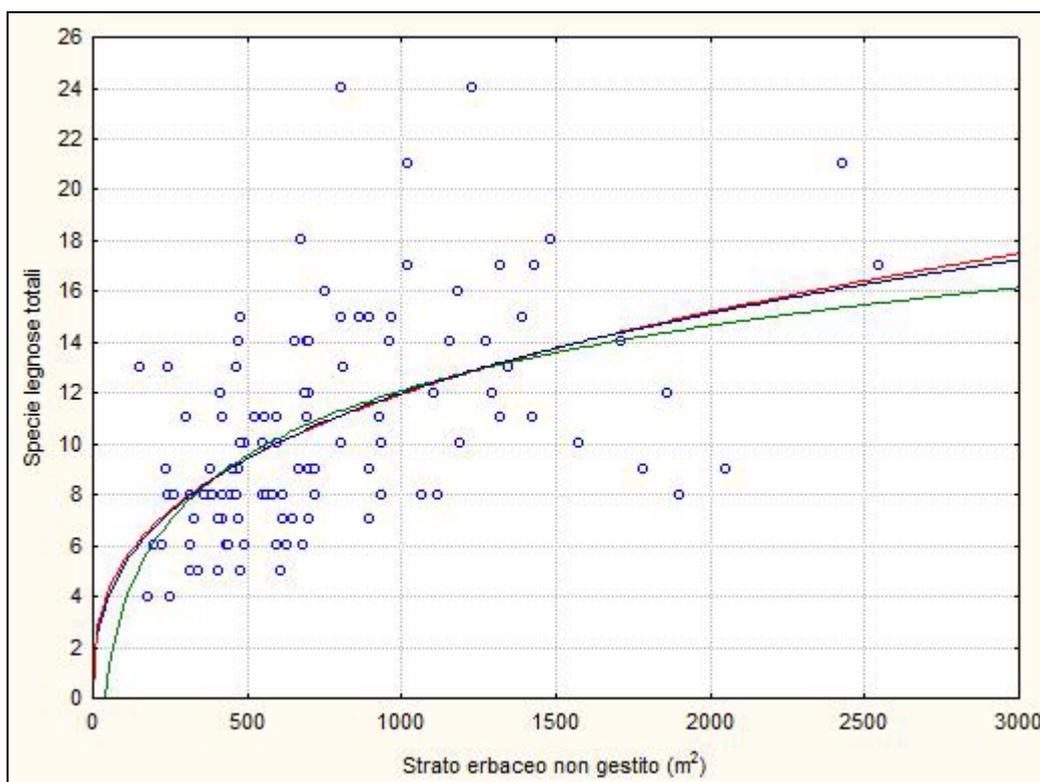


Grafico 17: relazioni specie-area per le specie legnose totali: curva potenza (rossa), curva logaritmica (verde), curva logistica (blu)

Diversi sono stati i valori prendendo in considerazione le specie legnose autoctone:

- **Funzione potenza:** $C= 0,96$; $Z= 0,28$; $R^2= 0,46$ ($p<0.05$)
- **Funzione logaritmica:** $C= -5,732$; $Z= 1,815$; $R^2=0,48$ ($p<0.05$)
- **Funzione logistica:** $C= -3,78$; $Z= 0,357$; $R^2=0,47$ ($p<0.05$)

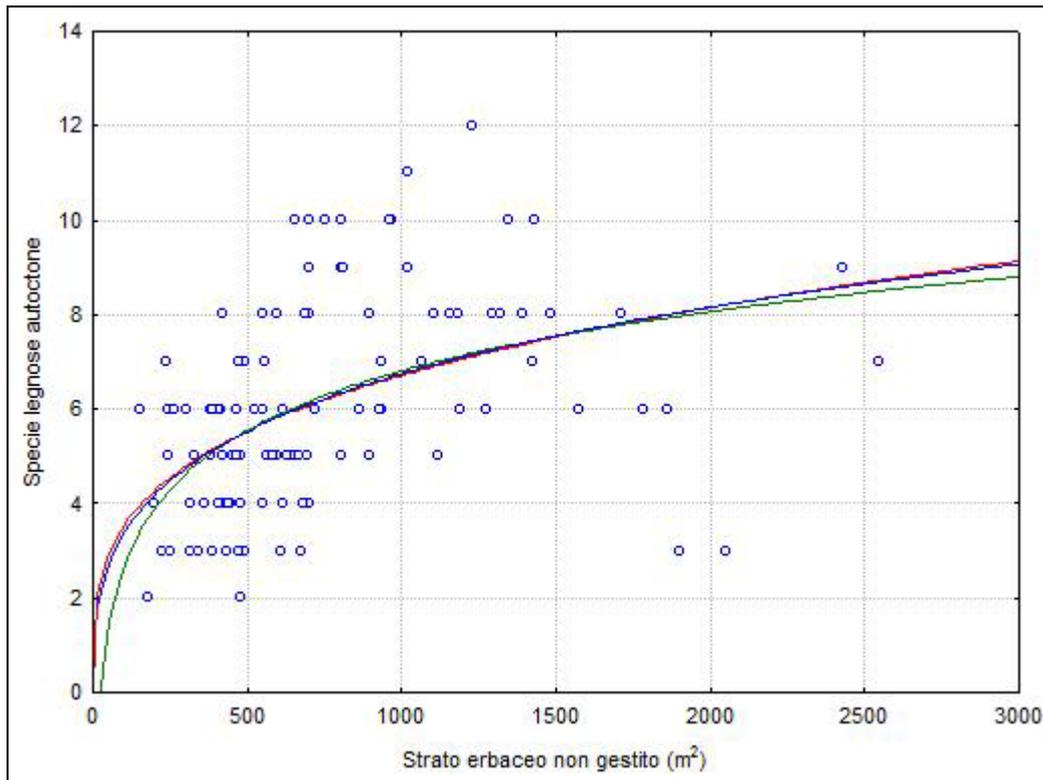


Grafico 18: relazioni specie-area per le specie legnose autoctone: curva potenza (rossa), curva logaritmica (verde), curva logistica (blu)

Da notare è l'andamento della curva che lega il numero di specie legnose allo strato erbaceo, cioè alla superficie di base della siepe o, in altri termini, all'ingombro trasversale (Sitzia, 2004c). I valori positivi della pendenza (z) indicano che siepi più grandi contano più specie di aree comparabili ma più piccole.

Il *minimum area point* potrebbe essere tra i 400 e gli 800 m²; una superficie erbacea media di circa 800 m² potrebbe essere una ottima soluzione da adottare in sede di pianificazione.

Le relazioni specie-area applicate alle specie erbacee non hanno riportato valori significativi e sembra non esserci una relazione evidente tra ampiezza dello strato erbaceo e numero di specie erbacee associate.

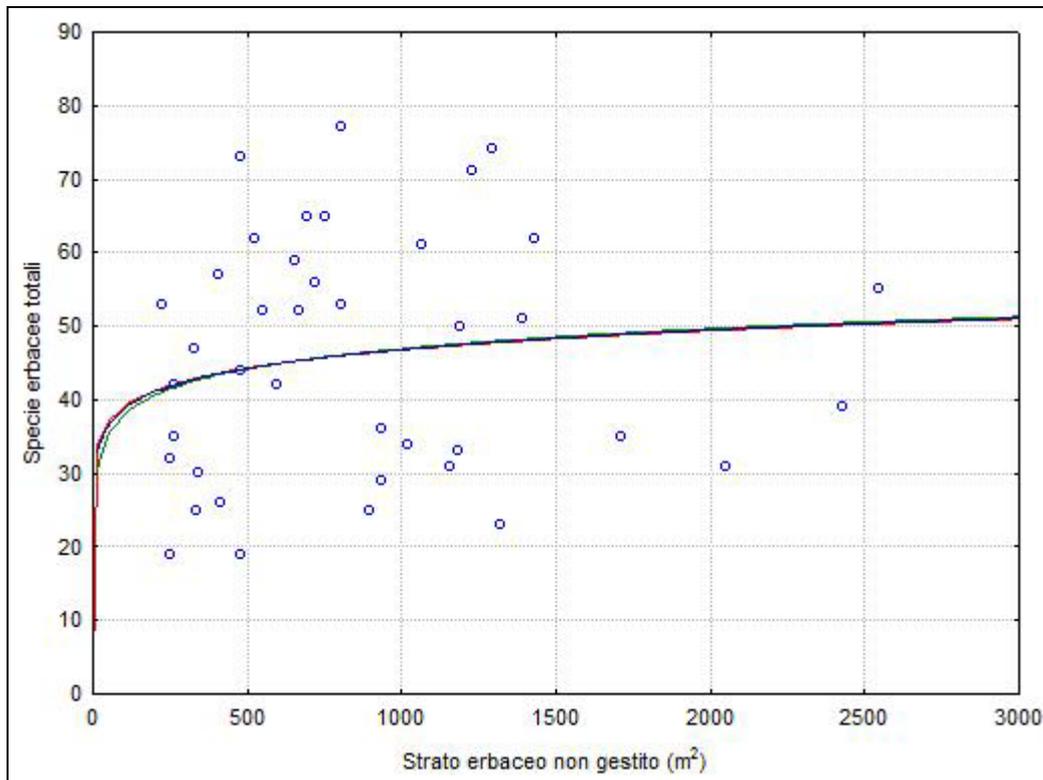


Grafico 19: relazioni specie-area per le specie legnose autoctone: curva potenza (rossa), curva logaritmica (verde), curva logistica (blu)

- **Funzione potenza:** $C= 27,12$; $Z= 0,07$; $R^2= 0,15$ ($p<0.05$)
- **Funzione logaritmica:** $C= 19,6$; $Z= 3,95$; $R^2= 0,15$ ($p<0.05$)
- **Funzione logistica:** $C= -1,97$; $Z= 0,103$; $R^2= 0,15$ ($p<0.05$)

Cluster analysis

La cluster analysis ha raggruppato a livelli successivi (distanza) di omogeneità i transetti (62 transetti totali) delle siepi in base alle associazioni delle specie erbacee rilevate (vedi “Materiali e metodi”); ne è risultato il seguente dendrogramma:

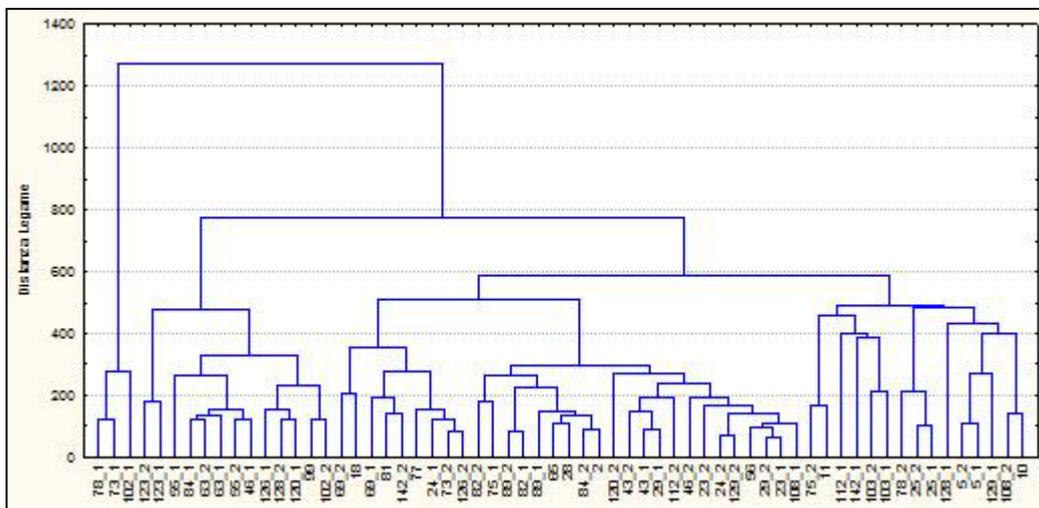


Figura 33: dendrogramma

Nell’asse delle X vengono indicati i transetti (1 o 2 in base alla lunghezza delle siepe) con il codice della siepe relativa dove è stato effettuato; sezionando il dendrogramma ad una distanza assoluta di legame di 450, sono stati individuati 9 gruppi (AA, BA, BB, CA, CB, DA, DB, DC, DD), all’interno dei quali si è proceduto ad effettuare una analisi floristica delle specie caratterizzanti ciascun gruppo:

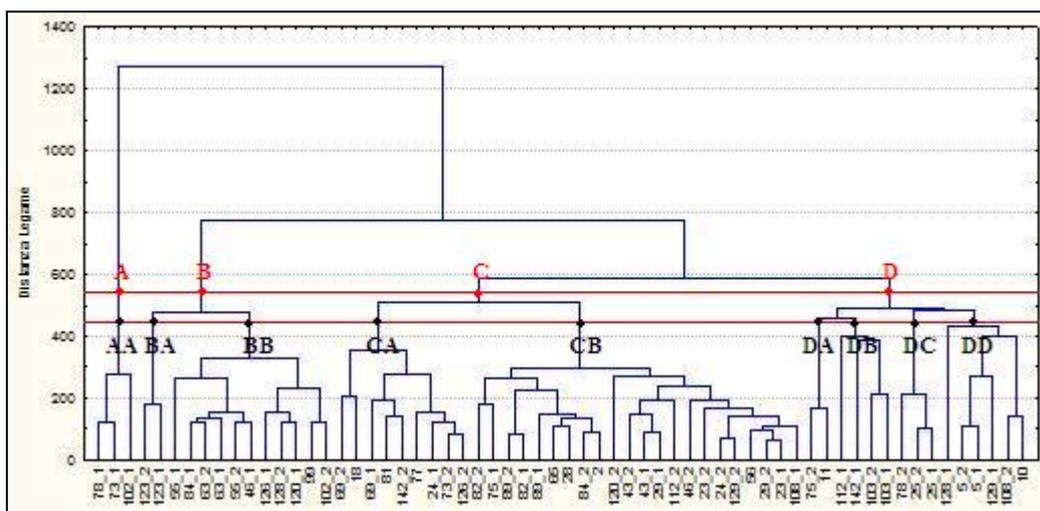


Figura 34: sezioni effettuate nel dendrogramma e gruppi individuati

Il **gruppo “AA”** è formato da 3 transetti e da lettura del dendrogramma non mostra omogeneità floristica con gli altri gruppi; le specie che lo caratterizzano formano per la maggior parte associazioni di poche specie quali *Phragmites australis* (Cav.) Trin. (con una percentuale predominante, 58.1%), *Equisetum telmateja* Ehrh. (11.4%) e *Poa trivialis* L. (4.4%). Queste sono specie che per la loro ecologia tendono ad occupare il biospazio che le circonda “soffocando” le altre. Troviamo infatti ancora poche altre specie in percentuali minori, quali *Galium mollugo* L., *Glechoma hederacea* L., *Parietaria officinalis* L. e *Typhoides arundinacea* (L.) Moench.

Il **gruppo “BA”** è formato solamente da 2 transetti con anch’esso una biodiversità molto limitata, caratterizzato dalla presenza in maggior parte di *Carex elata* All. (30.4%) consociata ad *Equisetum telmateja* Ehrh., specie l’una caratteristica di ambienti umidi o acquatici, l’altra di ambienti ombrosi o comunque freschi. L’alta percentuale poi di *Sorghum halepense* (L.) Pers. (13.8%) testimonia la pressione antropica elevata nei confronti del gruppo considerato, essendo essa una specie diffusa intorno ai campi coltivati come specie avventizia.

Il **gruppo “BB”** riunisce più transetti insieme, con una monospecificità minore e quindi una biodiversità maggiore, con un numero di specie di piccola taglia che cominciano a fare la loro apparizione; da rilevare inoltre la presenza di specie classificate come nemorali in una percentuale non da trascurare. *Equisetum telmateja* Ehrh. (17.3%), *Iris pseudacorus* L. (11.1%), *Poa trivialis* L. (3.9%), *Lysimachia nummularia* L. (3.8%), *Silene alba* (Miller) Krause (2.1%), *Hedera helix* L. (1.9%), *Glechoma hederacea* L. (1.6%).

Il **gruppo “CA”** riunisce specie di taglia più piccola (*Potentilla reptans* L., 13.3%; *Lysimachia vulgaris* L., 6.9%; *Galium mollugo* L., 1.5%; *Glechoma hederacea* L., 1.1%), specie legate all’acqua (*Iris pseudacorus* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin., *Equisetum telmateja* Ehrh.) e specie tipiche di disturbo: *Agropyron repens* (L.) Beauv., *Plantago lanceolata* L., *Sorghum halepense* (L.) Pers.

Il **gruppo “CB”** è il gruppo che raduna più transetti e con la più alta biodiversità per quanto riguarda il numero di specie: le specie che solitamente creano consorzi monospecifici in questo gruppo sono consorziate alle altre. Abbiamo quindi alto numero di specie e bassa percentuale da un punto di vista quantitativo: *Angelica sylvestris* L. (4.5%), tipica specie nemorale, *Equisetum telmateja* Ehrh., (3.3%), *Poa trivialis* L. (3.2%), *Carex riparia* Curtis (2%), *Equisetum arvense* L. (1.5%), *Sparganium erectum* L. (1.2%). Inoltre tutta una serie di specie accessorie e più rare quali: *Symphytum officinale* L., *Alisma lanceolatum* With., *Veronica polita* Fries, *Viola suavis* Bieb.

Il **gruppo “DA”** è caratterizzato da poche specie (livello di biodiversità molto basso) e legate ad ambienti acquatici: *Equisetum arvense* L. (32.5%), *Carex riparia* Curtis (9.2%), *Phragmites australis* (Cav.) Trin. (6.7%), *Bidens frondosa* L. (4.6%). Non mancano specie di disturbo tipiche di campi e luoghi incolti quali *Avena fatua* L. (5.8%).

Il **gruppo “DB”** è caratterizzato da un numero di specie più elevato rispetto al gruppo precedente, tipiche anch’esse per la maggior parte di ambienti acquatici ad eccezione di *Glechoma hederacea* L. (17.8%): *Typha angustifolia* L. (13.8%), *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla (8.3%), *Cyperus longus* L. (7.2%), *Alisma lanceolatum* With. (2.2%), *Galium palustre* L. (2.1%).

Il **gruppo “DC”** presenta consociate due delle più tipiche specie legate alla presenza di acqua ferma e stagnante: *Lemna gibba* L. (26.6%) e *Lemna minor* L. (5.4%). Inoltre abbiamo una buona presenza di *Phragmites australis* (Cav.) Trin., *Sparganium erectum* L. e *Lythrum salicaria* L.

L'ultimo gruppo (“DD”) si discosta stranamente dagli altri 3 precedenti, che erano invece ben relazionati tra loro perché presentavano tutti specie legate ad ambienti acquatici. È evidentemente un gruppo molto “disturbato”, vista la forte presenza di *Bromus sterilis* L. (11.4%), *Parietaria officinalis* L. (10.4%) e *Chenopodium album* L. (6.7%).

| Gruppo AA | % media | Gruppo BA | % media |
|---|----------------|---|----------------|
| <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. | 58,1 | <i>Carex elata</i> All. | 30,4 |
| <i>Equisetum telmateja</i> Ehrh. | 11,4 | <i>Equisetum telmateja</i> Ehrh. | 28,8 |
| <i>Poa trivialis</i> L. | 4,4 | <i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers. | 13,8 |
| <i>Galium mollugo</i> L. | 3,7 | <i>Agropyron repens</i> (L.) Beauv. | 2,6 |
| <i>Glechoma hederacea</i> L. | 3,7 | <i>Verbascum blattaria</i> L. | 0,4 |
| <i>Parietaria officinalis</i> L. | 2,5 | <i>Poa trivialis</i> L. | 0,4 |
| <i>Typhoides arundinacea</i> (L.) Moench | 2,2 | <i>Iris pseudacorus</i> L. | 0,2 |
| Gruppo BB | % media | Gruppo CA | % media |
| <i>Equisetum telmateja</i> Ehrh. | 17,3 | <i>Potentilla reptans</i> L. | 13,3 |
| <i>Iris pseudacorus</i> L. | 11,1 | <i>Agropyron repens</i> (L.) Beauv. | 11,2 |
| <i>Poa trivialis</i> L. | 3,9 | <i>Lysimachia nummularia</i> L. | 6,9 |
| <i>Lysimachia nummularia</i> L. | 3,8 | <i>Iris pseudacorus</i> L. | 5,2 |
| <i>Silene alba</i> (Miller) Krause | 2,1 | <i>Equisetum telmateja</i> Ehrh. | 3,7 |
| <i>Hedera helix</i> L. | 1,9 | <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. | 2,9 |
| <i>Agropyron repens</i> (L.) Beauv. | 1,9 | <i>Plantago lanceolata</i> L. | 2,6 |
| <i>Symphytum officinale</i> L. | 1,8 | <i>Taraxacum officinale</i> Weber (aggregato) | 2 |
| <i>Glechoma hederacea</i> L. | 1,6 | <i>Leontodon hispidus</i> L. | 1,9 |
| <i>Calystegia sepium</i> (L.) R.Br. | 1,5 | <i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers. | 1,7 |
| <i>Urtica dioica</i> L. | 1,5 | <i>Galium mollugo</i> L. | 1,5 |
| <i>Aristolochia clematitis</i> L. | 1,4 | <i>Convolvulus arvensis</i> L. | 1,5 |
| Gruppo CB | % media | Gruppo DA | % media |
| <i>Angelica sylvestris</i> L. | 4,5 | <i>Equisetum arvense</i> L. | 32,5 |
| <i>Equisetum telmateja</i> Ehrh. | 3,3 | <i>Carex riparia</i> Curtis | 9,2 |
| <i>Poa trivialis</i> L. | 3,2 | <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. | 6,7 |
| <i>Carex riparia</i> Curtis | 2 | <i>Avena fatua</i> L. | 5,8 |
| <i>Agropyron repens</i> (L.) Beauv. | 1,8 | <i>Bidens frondosa</i> L. | 4,6 |
| <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. | 1,6 | <i>Cyperus longus</i> L. | 2,5 |
| <i>Calystegia sepium</i> (L.) R.Br. | 1,5 | <i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers. | 1,3 |
| <i>Sonchus arvensis</i> L. ssp. <i>arvensis</i> | 1,5 | <i>Lythrum salicaria</i> L. | 0,4 |
| <i>Equisetum arvense</i> L. | 1,5 | | |
| <i>Glechoma hederacea</i> L. | 1,4 | Gruppo DD | % media |
| <i>Hedera helix</i> L. | 1,3 | <i>Bromus sterilis</i> L. Medie | 11,4 |
| <i>Sparganium erectum</i> L. | 1,2 | <i>Parietaria officinalis</i> L. Medie | 10,4 |
| <i>Lysimachia nummularia</i> L. | 1,2 | <i>Hedera helix</i> L. Medie | 9,8 |
| <i>Bryonia dioica</i> Jacq. | 1,1 | <i>Chenopodium album</i> L. Medie | 6,7 |
| <i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers. | 1,1 | <i>Lamium purpureum</i> L. Medie | 5 |
| <i>Epilobium hirsutum</i> L. | 1,1 | <i>Equisetum telmateja</i> Ehrh. Medie | 2,6 |
| <i>Potentilla reptans</i> L. | 1,1 | <i>Iris pseudacorus</i> L. Medie | 2,4 |
| <i>Convolvulus arvensis</i> L. | 1,1 | <i>Convolvulus arvensis</i> L. Medie | 1 |
| <i>Holcus lanatus</i> L. | 0,9 | | |
| <i>Carex elata</i> All. | 0,9 | | |
| <i>Pimpinella major</i> (L.) Hudson | 0,8 | | |
| <i>Ranunculus repens</i> L. | 0,7 | | |
| <i>Dactylis glomerata</i> L. | 0,6 | | |

| Gruppo DB | % media | Gruppo DC | % media |
|--|----------------|--|----------------|
| <i>Glechoma hederacea</i> L. | 17,8 | <i>Lemna gibba</i> L. | 26,6 |
| <i>Typha angustifolia</i> L. | 13,8 | <i>Agropyron repens</i> (L.) Beauv. | 6,4 |
| <i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla | 8,3 | <i>Lemna minor</i> L. | 5,4 |
| <i>Cyperus longus</i> L. | 7,2 | <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. | 4,3 |
| <i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers. | 6,7 | <i>Sparganium erectum</i> L. | 3,7 |
| <i>Agropyron repens</i> (L.) Beauv. | 4,1 | <i>Parietaria officinalis</i> L. | 3,2 |
| <i>Potentilla reptans</i> L. | 2,4 | <i>Bidens frondosa</i> L. | 2,6 |
| <i>Alisma lanceolatum</i> With. | 2,2 | <i>Glechoma hederacea</i> L. | 2,3 |
| <i>Equisetum telmateja</i> Ehrh. | 2,1 | <i>Lythrum salicaria</i> L. | 2,2 |
| <i>Galium palustre</i> L. | 2,1 | <i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers. | 1,9 |
| <i>Carex hirta</i> L. | 1,9 | <i>Potentilla reptans</i> L. | 1,6 |
| <i>Galium mollugo</i> L. | 1,8 | <i>Urtica dioica</i> L. | 1,5 |
| <i>Silene alba</i> (Miller) Krause | 1,7 | <i>Ranunculus repens</i> L. | 1,2 |
| <i>Equisetum arvense</i> L. | 1,7 | <i>Lamium purpureum</i> L. | 1,1 |
| <i>Angelica sylvestris</i> L. | 1,1 | <i>Valeriana officinalis</i> L. | 1,1 |
| <i>Oxalis corniculata</i> L. | 1,1 | | |
| <i>Lysimachia nummularia</i> L. | 1 | | |

Tabella 8: dati percentuali medi dei gruppi analizzati

Correlazioni lineari

Nell'analisi di correlazione per ranghi di Spearman effettuata nelle 40 siepi oggetto dell'indagine floristica, non viene evidenziata nessuna relazione statisticamente significativa ($p < 0,05$) tra il numero di specie erbacee totali o nemorali rilevato e le variabili biometriche classiche delle siepi:

| | Lunghezza | Larghezza | Superficie copertura | Ampiezza SENG | Profondità scolina | Larghezza scolina |
|--------|--------------|---------------------------|---------------------------|------------------------------------|----------------------------------|-------------------|
| NSPNEM | 0,296 | -0,096 | 0,143 | -0,122 | 0,276 | 0,181 |
| NSPERB | 0,325 | -0,12 | 0,1463 | -0,142 | 0,069 | -0,104 |
| | N° gap/100 | Lunhezza gap /100 | N° Q robur/100m | Individui arb. morti in piedi/100m | Individui arb. morti a terra/100 | IRi |
| NSPNEM | -0,098 | -0,120 | -0,097 | -0,216 | -0,365 | 0,152 |
| NSPERB | -0,145 | -0,142 | -0,187 | -0,195 | -0,34 | 0,251 |
| | IRr | Ricchezza sp.arb.tot./100 | Ricchezza sp.arb.aut./100 | Shannon_h | Media ar. Altezze | SD_h |
| NSPNEM | 0,152 | -0,0394 | 0,034 | 0,128 | -0,213 | -0,011 |
| NSPERB | 0,251 | 0,0874 | -0,0539 | 0,16 | -0,0028 | 0,0406 |
| | Shannon_d | Area bas./ha | Area bas. Media | Diametro medio dendro. | N° individui/ha | SD_d |
| NSPNEM | 0,096 | 0,067 | -0,3196 | -0,319 | 0,37 | -0,121 |
| NSPERB | 0,128 | 0,116 | -0,0318 | -0,031 | 0,366 | -0,061 |

Tabella 9: correlazioni per ranghi di Spearman

Interessante però notare come esista una correlazione positiva tra il numero di individui arborei/ha ed il numero di specie erbacee totali e nemorali; contemporaneamente si hanno correlazioni negative con l'area basimetrica media ed il diametro medio dendrometrico. Il numero di specie erbacee quindi, sulla base di questi risultati, validi solo per l'area di studio indagata, sembra essere direttamente proporzionale alla numerosità di individui arborei (diametro > 5 cm).

Dai test ANOVA visti in precedenza risulta evidente come il maggior numero di individui sia presente nella tipologia strutturale monoplana bassa dove si hanno conseguentemente valori di diametri ed area basimetrica molto ridotti. La gestione tipica di queste siepi è la ceduzione con turno consuetudinario, che consente di avere diametri di piccole dimensioni e un numero di soggetti arborei elevato.

CONCLUSIONI

Il presente elaborato si inserisce in un più ampio studio che dal 2000 ha coinvolto, oltre al comune di Piove di Sacco e comuni limitrofi, altre aree rurali della Pianura Veneta e che ha previsto il censimento di oltre 600 siepi campestri (le *hedgerows* inglesi) della provincia di Vicenza, Venezia, Treviso, Verona e Rovigo. Come nelle precedenti indagini, anche nella presente tesi il protocollo di ricerca dimostra di descrivere in modo accurato e completo i più importanti attributi fisici, dimensionali e strutturali delle siepi, unitamente alla loro composizione in specie legnose ed all'individuazione del loro grado di connessione interno.

L'applicazione del protocollo ha il merito di consolidare la capacità descrittiva degli indici ed indicatori proposti, sia per quanto riguarda la classificazione della struttura verticale e l'organizzazione planimetrica, sia per le relazioni tra complessità strutturale e frequenza di gestione.

La descrizione statistica delle siepi ha fatto emergere differenze e similitudini con analisi effettuate in precedenza nelle altre aree mettendo in risalto pregi e difetti dei corridoi arborei oggetto del nostro studio. Tra gli aspetti negativi sicuramente da annoverare la rarità di specie autoctone di pregio quali *Quercus robur* e la scarsità di legno morto, elemento fondamentale a livello di biodiversità della fauna saproxilica e per la creazione di habitat; anche la prevalenza di siepi monoplane basse non incrementa certo la "movimentazione" del paesaggio e la complessità biologica di questi sistemi. La connessione dei sistemi è invece risultata essere piuttosto buona così come il numero di soggetti arborei/ha.

I test ANOVA hanno evidenziato come gli indici di Shannon sia per i diametri che per le altezze, la ricchezza di specie legnose sia in termini complessivi sia considerando le specie autoctone, assumano i valori maggiori per le siepi multiplane, confermando la relazione tra complessità strutturale e biodiversità. Anche i modelli di normalità di bosco sviluppati da Susmel (1980) si basano sulla ricerca della massima diversità strutturale e la possibilità di estendere questo concetto alle siepi è argomento dibattuto, ma sembra essere sostenuto dagli studi che il Dip. TeSAF sta conducendo. Il superamento della soglia di 8 specie legnose autoctone nell'intera siepe è un indicatore di qualità, e questo non avviene in nessuna delle 4 tipologie strutturali delle siepi (seppure si abbiano valori molto vicini nelle multiplane), sintomo questo di una grande invadenza delle specie esotiche nel territorio saccisico e padano a scapito delle altre specie.

Le correlazioni tra il numero di specie legnose e la superficie dello strato erbaceo hanno mostrato valori positivi; questo indica che l'aumento della superficie erbacea determina un incremento delle numerosità delle specie legnose; la superficie erbacea media delle siepi fornita dalla curva specie-area, potrebbe costituire un valido suggerimento tecnico da considerarsi al momento dell'impianto di nuove siepi; una superficie erbacea media tra gli 800 e i 1000 m² potrebbe essere una ottima soluzione da adottare.

Per quanto riguarda invece l'analisi della flora erbacea, si è potuto constatare ancora una volta come le siepi rivestano un ruolo di primo piano nel contrastare la scomparsa di specie erbacee vascolari da un ambiente, come quello della pianura veneta, caratterizzato esclusivamente da monoculture. Il numero di specie presenti in questi sistemi agroforestali è enormemente più grande rispetto alle 3/4 specie coltivate nella matrice agraria circostante, caratterizzata al massimo da un'altra decina di specie infestanti i campi agrari. La presenza poi all'interno delle siepi monitorate di flora appartenente a liste rosse provinciali (6 specie), nemorali (35), rare o legate ad ambienti acquatici, rende queste formazioni di importanza primaria nella tutela del territorio come "contenitori" di biodiversità e variabilità genetica. Il rischio infatti è quello di una progressiva riduzione delle popolazioni di specie nemorali relitte (o di altre tipologie di specie) e sulla loro possibile estinzione locale. Non è stata presa in considerazione in questo studio poi la fauna, elemento importantissimo nella diffusione dei semi di specie erbacee, e delle relazioni che corrono tra corridoi arborei, piante e animali, oggetto questo di lavori sempre maggiori negli ultimi anni.

Un risultato interessante è stato individuato nella relazione esistente tra il numero di soggetti arborei presenti nelle siepi e la numerosità di specie erbacee; questo risultato apre la possibilità di effettuare altri studi più approfonditi inerenti anche alle tematiche di gestione delle siepi ed il loro rapporto con la biodiversità della flora erbacea, visto che la numerosità di individui legnosi è maggiore nelle siepi che presentano una parte dello strato legnoso trattata a ceduo (monoplane basse e biplane).

Le correlazioni tra il numero di specie erbacee e la superficie dello strato erbaceo non hanno mostrato valori significativi, così come le relazioni tra la numerosità delle specie ed i parametri strutturali delle siepi; tramite però l'utilizzo della tecnica della *cluster analysis* si è visto come esistano, anche a livello di questi sistemi agroforestali, delle “comunità” o “associazioni” che, nonostante non si possano ascrivere a veri e propri gruppi fitosociologici, si ripetono con una certa frequenza. Sulla loro distribuzione e frequenza agiscono principalmente fattori ecologici stazionali derivanti anche probabilmente da situazioni di microvariabilità determinati magari da scoline, avvallamenti, intersezioni con altri corridoi, ecc.. Questo è un argomento molto interessante e ancora poco studiato e merita sicuramente studi più approfonditi in futuro.

Molto importante, effettuate queste considerazioni, sarà fornire delle linee gestionali al fine di incrementare quantitativamente e qualitativamente questi corridoi arborei, in una ottica a scala di paesaggio, nel quale queste formazioni possano svolgere un ruolo attivo nella conservazione del mondo biologico tramite sistemi collegati al fine di incrementare i flussi biologici di specie (ecoreti). L'aumento di studi di questo genere e la diffusione di informazioni ed indicazioni gestionali facilmente fruibili anche da non esperti del settore (per esempio i proprietari dei campi) potrebbe essere la giusta via per un diverso approccio verso un territorio molto fragile quale quello della pianura veneta.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV. (1997) Gestion des haies dans les culture set les elevages. Raport Dossier n. 93/06-06. IDF, Rennes
- AA. VV. (2003) 3° rapporto sull'agro-ambiente nel Veneto. Monitoraggio quantiquale degli interventi agroambientali realizzati ai sensi del Reg. CE 1257/99 – Piano di Sviluppo Rurale (Misura 6 – Azioni 4, 6, 8, 9, 10, 13, 14) nella Regione Veneto provincia di Venezia e Rovigo, Veneto Agricoltura (relazione tecnica non pubb.)
- Anon. (1997) The Hedgerow Regulations 1997. Crown copyright, London
- Anon. (1998) Review of the Hedgerows Regulations 1997. Crown copyright, London
- Anzilotti A., Innocenti A., Rugi R. (2006) I fiori spontanei di pianura e collina, dal bosco all'ambiente urbano. Calderoni, Bologna
- Balent G., Courtiade B. (1992) Modelling bird communities/landscape pattern in a rural area of South-Western France. *Landscape ecology* 3 (6): 195-211
- Battisti C. (2005) Biodiversità, "effetto isola" e rete ecologica. In: Pignatti S. (a cura di) Biodiversità e aree naturali protette. Edizioni ETS, Pisa, pp. 89-99.
- Bennett G., Wit P. (2001) The Development and Application of Ecological Networks. AID Environment, Amsterdam
- Bernardi C., (2003) Diversità strutturale, caratteristiche biofisiche ed indici di forma dei sistemi arborei lineari di Roncade (TV). Tesi di laurea. Dipartimento Tesaf. Facoltà di Agraria. Università degli Studi, Padova.
- Bhar R., Fahring L. (1998) Local vs. Landscape effects of woody field border as barriers to crop pest movements. *Conservation Ecology* 2 (2): 3
- Bickmore J. Catherine (2002) Hedgerow survey Handbook, a standard procedure for local surveys in the UK. Countryside Council for Wales, London
- Boatman N.D., Blake K.A., Aebisher n.J., Southerton N.W. (1992) Factors affecting the herbaceous flora of hedgerows on arable farms and its values as a wildlife habitat. "Hedgerows management and nature conservation". Watt T.A., Buckley G.P. (eds) Wye College Press
- Boitani L., Corsi F., Falcucci A., Maiorano L., Marzetti I., Masi M., Montemaggiori A., Ottaviani D., Reggiani G., Rondinini C. (2002) Rete Ecologica Nazionale. Un approccio alla conservazione dei vertebrati italiani. Università di Roma "La Sapienza", Dip. B. A. U.; Ministero dell'Ambiente, Dir. per la Conservazione della Natura; Istituto di Ecologia Applicata
- Borin M., Tocchetto D. (2005) Le reti ecologiche nell'agro-ecosistema. *Alberi e territorio* n.3: 36-42.

- Bossuyt B., Hermy M., Deckers J. (1999) Migration of herbaceous plant species across ancient-recent forest ecotones in central Belgium. *Journal of Ecology*, 87: 628-638.
- Boutin C., Jobin B., Bélanger L., Choinière L. (2002) Plant diversity in three types of hedgerows adjacent to cropfields. *Biodiversity and Conservation*, 11: 1-25.
- Bracco F., Marchiori S., Mason F., Zanetti A. (2001) *Le Foreste della Pianura Padana, un labirinto dissolto*. Museo Friulano di storia naturale, Udine
- Bremness L. (1994) *Erbe, guida fotografica*. Dorling Kindersley Handbooks, London
- Buiatti M. (2005) Conservazione e valorizzazione della biodiversità. In: Pignatti S. (a cura di) *Biodiversità e aree naturali protette*. Edizioni ETS, Pisa, pp. 193-217.
- Burel F. (1992) effect of landscape structure and dynamics on species diversity in hedgerows network. *Landscape ecology* 6 (3): 161-174
- Burel F. (1996) Hedgerows and their role in agricultural landscape. *Plant Sciences* 15 (2): 169-190
- Burel F., Baudry J. (1988) Hedgerow network patterns and processes in France. In: “Changing Landscapes: an ecological perspective”. Zonneveld I.S., Forman R.T.T. Ed.rs Springer, Verlag
- Burel F., Baudry J. (1995) Species biodiversity in changing agricultural landscapes: a case study in Pays d’Auge, France. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 55:193-200
- Burel F., Baudry J., (1999) *Écologie du paysage*. Technique e Documentation, Paris.
- Cantarello E. (2003) *Struttura, biometria, forme ed evoluzione decennale di 200 siepi boscate planiziali*. Tesi di laurea. Dipartimento Tesaf. Facoltà di Agraria. Università degli Studi, Padova
- Cavani E. (1999) Funzione ecologica della siepe. In: Rabacchi E. (a cura di) *Siepi – nidi artificiali e mangiatoie*. Cierre Edizioni, Verona, pp. 116-122.
- Contoli L. (2005) *La biodiversità in rapporto al territorio ed alle aree protette: dalla teoria alla mia esperienza metodologica*. In Pignatti S. (a cura di), *Biodiversità ed aree naturali protette*. Edizioni ETS. Pisa, pp. 39-53
- Corbit M., Marks P.L., Gardescu S. (1999) Hedgerows as habitat corridors for forest herbs in central New York. USA. *J. Ecol.* 87: 220-232.
- Cummins R.P., France D.D. (1994) Floristic diversity, management and associated land use in British hedgerows. In “Hedgerow management and nature conservation”. Watt T.A., Buckley G.P. (eds) Wye College Press
- Dalla Fior G. (1962) *La nostra flora*. Casa ed. G.B. Monauni, Trento

- De Blois S., Doman G., Bouchard A. (2002) Factors affecting plant distribution in hedgerows of southern Quebec. *Biological Conservation*, 105: 355-367. Citato da McCollin e Jackson, 2004
- Deckers B., Hermy M., Muys B. (2004) Factors affecting plant species composition of hedgerows: relative importance and hierarchy. *Acta Oecologica* 26: 23-37
- Della Beffa M.T. (1999) Fiori di campo. De Agostini ed., Novara
- Diamond J.M. (1975) The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation*, 7: 129-145
- Dietl W., Lehmann J., Jorquera M. (2002) Le graminacee prative. Patron ed., Bologna
- Dmowski K., Kozakiewicz M. (1990) Influence of a shrub corridor on movements of passerine birds to a lake littoral zone. *Landscape Ecology* 4: 99-108.
- Dover J.W., Butt K., Pearson D. (1998) Nodes and linear sections of field boundaries: plant species richness, soil nutrients and boundary width. In: "Key concepts in Landscape Ecology. Proceedings of European IALE Congress" Myerscough College. Lancashire, UK
- Evans M.D. (1992) Hedges as historic artefacts. In "Hedgerow management and nature conservation". Watt T.A., Buckey G.P. (eds.) Wye College Press
- Environmental System Research Institute (1996) ArcView GIS: the Geographic Information System for Everyone. Environmental System Research Institute, Inc., USA
- Farina A. (1997) Landscape structure and breeding birds distribution in a sub-mediterranean agroecosystem. *Landscape Ecology* 6 (12): 265-378
- Farina A. (2002) Ecologia del paesaggio: principi, metodi ed applicazioni. UTET, Torino
- Farina A. (2004) Paesaggio e cognizione: una nuova chiave di lettura. In: Ecoregioni e reti ecologiche. La pianificazione incontra la conservazione. Atti del Convegno Nazionale. Roma, 27-28 Maggio 2004, pp 14-17.
- Ferrari C. (2001) Biodiversità, dall'analisi alla gestione. Zanichelli ed., Bologna
- Finotto F., Rossetto R., Granzotto V. (2004) P.A.T.I. Tra Brenta e Bacchiglione, relazione tecnica. Proteco, Venezia
- Forman R.T.T., (1995) Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge.
- Forman R.T.T., Godron M. (1986) Landscape ecology. J.Wiley and Sons, New York
- Fowler J., Cohen L. (2002) Statistica per ornitologi e naturalisti. Franco Muzzio ed., Padova

- Francia N., Santucci D., Pistella I., Alleva E., Pignatti S. (2005) Aree protette, rarefazione della biodiversità e rischio ecotossicologico. In Pignatti S. (a cura di) Biodiversità e aree naturali protette. Edizioni ETS, Pisa, pp. 25-35.
- Franco D. (2000) Paesaggio, reti ecologiche ed agroforestazione. Il Verde Editoriale, Milano
- Franco D. (2004) Reti ecologiche: lo stato dell'arte in base all'ecologia del paesaggio nel contesto nazionale. In: Ecoregioni e reti ecologiche. La pianificazione incontra la conservazione. Atti del Convegno Nazionale. Roma, 27-28 Maggio 2004, pp 95-101
- Fry G.L.A. (1994) The role of field margins in the landscapes. In: "Field margins: integrating agriculture and conservation". Nigel Boatman ed. BCPC Surrey, UK
- Gambino R. (2004) Reti ecologiche e territorio. In: Reti ecologiche: una chiave per la conservazione e la gestione dei paesaggi frammentati. Pubblicazioni del Corso di Cultura in Ecologia, Atti del XL Corso, Università degli studi, Padova, pp. 23-34
- Gellini R, Grossoni P. (1997) Botanica forestale II angiosperme. CEDAM, Padova
- Giacomini V., Fenaroli L. (1958) La flora. Collana Conosci L'Italia, Vol. II. Touring Club Italiano, Milano
- Green D.G. (1994) Connectivity and complexity in landscapes and ecosystems. Pacific Conservation Biology
- Hegarty C.A., McAdam J. H. Cooper A. (1994) Factors influencing the plant species composition of hedges-implication for management in environmentally sensitive areas. In: "Field margins: integrating agriculture and conservation". Nigel Boatman Ed. BCPC Surrey, UK
- Hermly M., Honnay O., Firbank L., Grashof -Bokdam C., Lawesson J., (1999) An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. Biological Conservation, 91: 9-22.
- Honnay O, Degroote B, Hermly M (1998) Ancient-woodland plant species in Western Belgium: a species list and possibile ecological mechanism. Belg J Bot
- Hooper M.D. (1970) Hedges and birds. Birds, 3 (114)
- IDF (1981) La réalisation pratique des haies brise-vent et bandes boisées. IDF, Paris
- Jongman R., Kristiansen I. (2001) National and Regional approach for ecological networks in Europe. Council of Europe Publishing, Strasbourg
- Jongman R. H. G. (2004) The concept of ecological networks: european approaches. In: Sitia T., S. Reniero (eds.). Reti ecologiche: una chiave per la conservazione e la gestione dei paesaggi frammentati. Pubblicazioni del Corso di Cultura in Ecologia, Atti del XL Corso, Università degli Studi, Padova, pp. 1-22

- Jongman R.H.G, Pungetti G. (eds) (2004) *Ecological Networks and Greenways: Concept, design, implementation*. Cambridge University Press, Cambridge
- La Marca O. (1999) *Elementi di dendrometria*. Patron ed., Bologna
- La Polla V.N., Barret G.W. (1993) Effects of corridor width and presence on population dynamics of the meadow vole (*Microtus pennsylvanicus*). *Landscape Ecology* 1 (8): 25-37
- LeCour D., Baudry J., Burel F. (1997) Field margins plant assemblage: variation partitioning between local and landscape factors. In: "Proceedings of «L'Arbre en resau»". Rennes, France, 24-25 September
- Lorenzoni G.G., Zanaboni A. (1988) L'importanza delle vegetazioni relitte e delle siepi nell'agroecosistema della Pianura Padana e nella ricostruzione dinamica della vegetazione. Dipartimento di Biologia, sezione di geobotanica, Università di Padova
- MacArthur R.H., Wilson E.O. (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey
- Maglia S., Santoloci M. (2004) *Il codice dell'ambiente*. CELT ed., Cagliari
- Marshall E.J.P., Baudry J., Moonen C., Fevre E., Thomas C.F.G. (1996) Factors affecting floral diversity in European field margin network. In: "Proceedings of the 5° annual UK IALE conference". Stirling, September 1996
- Masin R, Tietto C. (2005) Flora vascolare della provincia di Padova (Italia Nord-Orientale). *Natura vicentina* 9: 7-103
- Mason F. (2001) Problematiche di conservazione e gestione. In: S. Ruffo (a cura di) *Le foreste dalla Pianura Padana. Un labirinto dissolto*. Museo Friulano di Storia Naturale, Udine, pp. 91-138
- Matlack G. R. (1994) Plant species migration in a mixed-history forest landscape in Eastern North America. *Ecology*, 75: 1491-1502
- McCollin D., Jackson J. (2004) Hedgrows as habitat corridors for forest herbs. *Pubblicazioni del Corso di Cultura in Ecologia, Atti del XL Corso, Università degli Studi, Padova*, pp. 75-86
- McCollin D., Jackson J.I., Bunce R.G.H., Barr C.J., Stuart R. (2000) Hedgerows as habitat for woodland plants. *J. Environ. Manage.* 60: 77-90
- Merriam G., Lanoue A. (1990) Corridor use by small mammals: field measurements for three experimental types of *Peromyscus leucopus*. *Landscape Ecology* 4: 123-131
- Milan L. (2003) *I corridoi ecologici del Polesine: forme, strutture e biodiversità dei sistemi arborei nel territorio rurale*. Tesi di laurea. Dipartimento Tesaf. Facoltà di Agraria. Università degli Studi, Padova

- Morandin A. (2007) Analisi strutturale di alcune formazioni arboree lineari del comune di Piove di Sacco (PD). Tesi di laurea. Dipartimento Tesaf. Facoltà di Agraria. Università degli Studi di Padova
- Morisi A. (a cura di) (2001) Recupero e gestione ambientale della pianura. La rete ecologica del Persicetano. Centro Agricoltura e Ambiente, Crevalcore (BO)
- Naveh Z., Liberman A.S. (1994) Landscape ecology. Theory and application. Springer-Verlag, New York
- Noss R. (1990) Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv. Biol.* 4: 355-364
- Novàková J. (1998) Can vascular plants use corridors for their dispersal? In: "Key concepts in Landscape ecology. Proceedings of European IALE Congress" Myerscough College, Lancashire, UK
- Pignatti S. (1982) Flora d'Italia. Edagricole ed., Bologna
- Peterken G.F., Game M. (1981) Historical Factors Affecting the Distribution of *Mercurialis Perennis* in Central Lincolnshire. *J. Ecol.* 69: 781-796.
- Peterken G.F., Game M. (1984) Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central Lincolnshire. *Journal of Ecology* 72, 155-82
- Primack R.B., Carotenuto L. (2003) "Conservazione della natura" Zanichelli ed., Bologna
- Rameau J.C., Mansion D., Dumè G. (1989) "Flore forestière française, guide écologique illustrée" 1 Plaines et Collines. Institut pour le développement forestier, Paris
- Regione del Veneto (1997) I sistemi di terre nei paesaggi forestali del Veneto. Regione del Veneto, Dipartimento per le Foreste e l'Economia Montana
- Regione Veneto (2000) Piano di Sviluppo Rurale. Regione Veneto. Giunta Regionale, Venezia
- Riffel S.K., Gutzwiller K.J. (1996) Plant species richness in corridor intersections shape influential? *Landscape Ecology* 3(11) : 157-168
- Rizzi A. (2006) Complessità strutturale dei corridoi arborei lineari nel paesaggio rurale di Montegalda (Vicenza). Tesi di laurea. Dipartimento Tesaf. Facoltà di Agraria. Università degli Studi, Padova
- Romano B. (2000) Continuità ambientale. Andromeda ed., Teramo
- Rothmaler W. (2007) Exkursionsflora von Deutschland-Atlasband. Spektrum, München
- Sarzo A., Prosser F., Frisinghelli M. (1997) Flora e vegetazione della zona umida di Bolzonella. *Arch. Geobot.* Vol. 3 (2): 179-200

- Saunders D., De Rebeira C.P. (1991) Values of corridors to avian populations in a fragmented landscape. In: Saunders D.A. & R.J. Hobbs (eds). *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. Surrey Beatty & Sons Pty Ltd., Chippin Norton, pp. 221-240
- Sereni E. (1961) *Storia del paesaggio agrario italiano*. Laterza ed., Bari
- Sitzia T. (2007) *Hedgrows as corridors for woodland plants: a test on the Po Plain, northern Italy*. *Plant Ecol.* Springer Science, Berlin
- Sitzia T. (2004a) Il ruolo delle siepi nelle reti ecologiche di specie vascolari: analisi dei fattori determinanti e valutazione dell'efficacia. Dottorato di ricerca in ecologia forestale, XVII ciclo. Dipartimento Tesaf. Facoltà di Agraria. Università degli Studi di Padova
- Sitzia T. (2004b) La qualità dei corridoi arborei ecologici lineari: indici sintetici di valutazione delle siepi arboree nel paesaggio agrario. Pubblicazioni del Corso di Cultura in Ecologia, Atti del XL Corso, Università degli Studi, Padova, pp. 97-118
- Sitzia T. (2004c) Woody species-area regression curves in Po plain hedgerows. In: Casagrandi R. e P. Melià (Eds.) *Ecologia. Atti del XIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia* (Como, 8-10 settembre 2003). Aracne, Roma
- StatSoft Italia srl, 2002. *Statistica (sistema software di analisi dei dati)*. Versione 7
- Susmel L. (collab. di F. Viola) (1988) *Principi di Ecologia: fattori ecologici, ecosistemica, applicazioni*. Cleup, Padova
- Sustek Z. (1998) Biocorridors: theory and practice. In: "key concepts in Landscape Ecology. Proceedings of European IALE Congress". Myerscough College, Lancashire, UK
- Tasinazzo S., Fiorentin R. (2003) I relitti boschetti ad *Alnus glutinosa* delle risorgive vicentine (Pianura Veneta). *Ann. Mus. Civ. Rov.*
- Taylor P.D., Merriam G. (1996) Habitat fragmentation and parasitism of a forest damselfly. *Landscape Ecology* 3 (11): 181-189
- Terborgh J. (1976) Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science* 193, 1029-30
- Tew T.E. (1994) Field margins and small mammals. In: "Field margins: integrating agriculture and conservation". Nigel Boatman ed. BCPC Surrey, UK
- Todaro A. (2004) *Lettera a una figlia: la Saccisica, storia di uomini e acque*. CCA (Confederazione Italiana Agricoltori), Padova
- Turner M.G., Gardner R.H., O'Neill R. (2001) *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Springer-Verlag, New York

- Ubaldi D. (2003) La vegetazione boschiva d'Italia. Manuale di fitosociologia forestale. CLUEB, Bologna
- Van Dorp D. Shippers P., Van Groenendal J.M. (1997) Migration rates of grassland plants along corridors in fragmented landscapes assessed with cellular automation model. *Landscape Ecology* 1(12): 39-50
- Veneto Agricoltura (2001) Guida alle Riserve Naturali in gestione a Veneto Agricoltura. Veneto Agricoltura, Azienda regionale per i settori Agricolo Forestale e Agro-Alimentare
- Veneto Agricoltura (2002) Fasce Tampone Boscate in ambiente agricolo, Manuale per l'Azienda. Veneto Agricoltura e Consorzio di Bonifica Dese Sile
- Verboom B., Huitema H., (1997) The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecology* 2 (12): 117-125
- Waite S. (2000) *Statistical ecology in practice*. Longman Group United Kingdom, England
- Zanetti A. (2001) Aspetti faunistici. In: S. Ruffo (a cura di). *Le Foreste della Pianura Padana – Un labirinto dissolto*. Museo Friulano di Storia Naturale, Udine, pp. 51-90
- Zanetti M. (1985) *Boschi e alberi della pianura veneta orientale*. Portogruaro (VE): Nuova Dimensione s.r.l.
- Zanetti M. (a cura di) (1997) *Atlante della flora notevole della pianura veneta orientale*. Ediciclo Editore s.r.l., Portogruaro (VE)
- Zinato T.(2005) *La specie erbacee nemorali nelle reti ecologiche della Pianura Veneta*. Tesi di laurea. Dipartimento Tesaf. Facoltà di Agraria. Università degli Studi, Padova

APPENDICE 1: legenda e specificazioni riguardanti gruppi funzionali e biologici delle specie

DISTRIBUZIONE DELLE SPECIE NELLA PROVINCIA DI PADOVA (Masin, 2005)

c=pianta comune o comunissima, in numerosi ambienti, in tutto il territorio

f=pianta diffusa in alcuni ambienti anche se in modo non omogeneo

s=pianta presente sporadicamente ma con popolazioni non esigue

r=pianta rara, presente in numero esiguo di località e normalmente con un numero piccolo di individui

rr=pianta presente in modo puntiforme o localizzata in pochissime stazioni, in ognuna delle quali con un piccolo numero di individui

loc=pianta presente in una o in poche aree della Provincia, ma non rara nelle stesse

f.loc=pianta presente in una o in poche aree della Provincia, ma localmente frequente

r.loc=pianta rara, presente solo in una piccola area della provincia ed in ambienti particolari

TIPOLOGIA DI AMBIENTE GENERICO (Masin, 2005)

b=boschi, siepi

i=incolti

c=coltivi

p=prati

u=zone umide

w=acque

R=rupi

TIPOLOGIA DI AMBIENTE SPECIFICO (Masin, 2005)

bb=boschi

bm=margini boschi

bs=siepi

bg=boschi golenali

bc=cespuglieti

br=robinieti

bo=ontaneto

bt=chiarie macchie e boschi meso-termofili

ir=incolti ruderali

ig=greti

ia=terreni alluvionali sabbiosi

pa=argini erbosi

uc=canneti

uf=fossi

ud=depressioni con umidità costante

wf=acqua bassa ferma o lenta

SPECIE NEMORALI SECONDO SITZIA (2007)

Erano state classificate 39 specie nemorali per l'ambiente padano in base ai seguenti criteri:

- a) 25 aventi un indicatore di luce secondo Elleberg (1992) < 5
- b) 13 classificate da Rameau *et al.* come shady, shady or half light, half light
- c) *Asparagus tenuifolius* è stato scelto perchè facente parte fitosociologicamente al *Quercetalia humili Petraeae* (Ubaldi 2003)

In base a queste considerazioni, nelle siepi monitorate sono state individuate le seguenti 9 specie:

Aegopodium podagraria L., *Brachypodium sylvaticum* (Hudson) Beauv., *Bryonia dioica* Jacq., *Chelidonium majus* L., *Galium palustre* L., *Geum urbanum* L., *Lysimachia nummularia* L., *Scrophularia nodosa* L., *Viola reichenbachiana* Jordan ex Boreau

SPECIE NEMORALI SECONDO LANDOLT

Specie classificate come nemorali secondo l'indice di luce di Landolt:

- 1 Piante di luoghi molto ombreggiati
- 2 Piante di luoghi ombreggiati
- 3 Piante di luoghi a media luminosità
- 4 Piante di luoghi luminosi
- 5 Piante di luoghi molto luminosi

Se l'indice è inferiore a 3, la specie viene classificata come nemorale.

In base a queste considerazioni, nelle siepi monitorate sono state individuate le seguenti 9 specie:

Aegopodium podagraria L., *Arum italicum* Miller, *Geum urbanum* L., *Hedera helix* L., *Lapsana communis* L., *Lysimachia nummularia* L., *Poa sylvicola* Guss., *Scrophularia nodosa* L., *Viola reichenbachiana* Jordan ex Boreau

SPECIE NEMORALI SECONDO RAMEAU (1989)

Sono state considerate come specie nemorali quelle classificate in base alla loro autoecologia come *d'ombra*, *mezza ombra*, *mezza luce*. Se la specie presentava la caratteristica sia di specie di *mezza luce* che di *mezza ombra* è stata segnata come nemorale solo se la caratteristica di essere di *mezza luce* o di *mezza ombra* era preminente.

In base a queste considerazioni, nelle siepi monitorate sono state individuate le seguenti 21 specie:

Aegopodium podagraria L., *Ajuga reptans* L., *Angelica sylvestris* L., *Arum italicum* Miller, *Brachypodium sylvaticum* (Hudson) Beauv., *Bryonia dioica* Jacq., *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth, *Chelidonium majus* L., *Equisetum telmateja* Ehrh., *Galium aparine* L., *Glechoma hederacea* L., *Hedera helix* L., *Lamium album* L., *Lamium maculatum* L., *Lapsana communis* L., *Lysimachia nummularia* L., *Myosoton aquaticum* (L.) Moench, *Ranunculus repens* L., *Scrophularia nodosa* L., *Viola odorata* L., *Viola reichenbachiana* Jordan ex Boreau

SPECIE NEMORALI SECONDO UBALDI (2003)

AP=Specie caratteristiche e differenziali della classe *Alno-populetae*

QHP=Specie caratteristiche e differenziali dei *Quercetalia humilipetraeae*

Sal=Specie caratteristiche del *Salicion albae*

Po=Specie caratteristiche e differenziali del *Populion albae*

Oe=Specie caratteristiche dei *Quercetalia humilipetraeae*, Gruppo di *Oenanthe pimpinelloides*

Pp=Specie caratteristiche dei *Populetilia albae*

QF=Specie caratteristiche dei Querceto-Fagetea

In base a queste considerazioni, nelle siepi monitorate sono state individuate le seguenti 17 specie:

Angelica sylvestris L., *Calystegia sepium* (L.) R.Br., *Carex flacca* Schreber, *Carex otrubae* Podp., *Equisetum arvense* L., *Equisetum telmateja* Ehrh., *Eupatorium cannabinum* L., *Frangula alnus* Miller, *Glechoma hederacea* L., *Lysimachia vulgaris* L., *Pastinaca sativa* L., *Petasites hybridus* (L.) Gaertn., Meyer et Sch., *Poa sylvicola* Guss., *Ranunculus repens* L., *Solanum dulcamara* L., *Symphytum bulbosum* Schimper, *Viola reichenbachiana* Jordan ex Boreau

APPENDICE 2: specie rilevate e percentuale di presenza nelle siepi

| Specie (Pignatti) | % |
|--|------|
| <i>Achillea millefolium</i> L. | 12,5 |
| <i>Aegopodium podagraria</i> L. | 22,5 |
| <i>Agropyron repens</i> (L.) Beauv. | 80 |
| <i>Ajuga reptans</i> L. | 15 |
| <i>Alisma lanceolatum</i> With. | 17,5 |
| <i>Alisma plantago-aquatica</i> L. | 15 |
| <i>Allium oleraceum</i> L. | 2,5 |
| <i>Allium vineale</i> L. | 5 |
| <i>Alopecurus myosuroides</i> Hudson | 22,5 |
| <i>Ammi majus</i> L. | 2,5 |
| <i>Anagallis arvensis</i> L. | 45 |
| <i>Angelica sylvestris</i> L. | 62,5 |
| <i>Anthoxanthum odoratum</i> L. | 5 |
| <i>Aristolochia clematitis</i> L. | 2,5 |
| <i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) Presl | 7,5 |
| <i>Artemisia campestris</i> L. | 2,5 |
| <i>Artemisia verlotorum</i> Lamotte | 5 |
| <i>Artemisia vulgaris</i> L. | 37,5 |
| <i>Arum italicum</i> Miller | 2,5 |
| <i>Asparagus officinalis</i> L. | 2,5 |
| <i>Avena fatua</i> L. | 65 |
| <i>Ballota nigra</i> L. | 2,5 |
| <i>Bellis perennis</i> L. | 15 |
| <i>Bidens frondosa</i> L. | 45 |
| <i>Bidens tripartita</i> L. | 7,5 |
| <i>Brachypodium sylvaticum</i> (Hudson) Beauv. | 7,5 |
| <i>Bromus hordeaceus</i> L. | 12,5 |
| <i>Bromus sterilis</i> L. | 55 |
| <i>Bryonia dioica</i> Jacq. | 60 |
| <i>Buglossoides arvensis</i> (L.) Johnston | 2,5 |
| <i>Butomus umbellatus</i> L. | 7,5 |
| <i>Calamagrostis arundinacea</i> (L.) Roth | 2,5 |
| <i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth | 5 |
| <i>Calystegia sepium</i> (L.) R.Br. | 65 |
| <i>Capsella bursa pastoris</i> (L.) Medicus | 2,5 |
| <i>Carex acutiformis</i> Ehrh. | 10 |
| <i>Carex divulsa</i> Stokes | 7,5 |
| <i>Carex elata</i> All. | 35 |
| <i>Carex flacca</i> Schreber | 2,5 |
| <i>Carex hirta</i> L. | 17,5 |
| <i>Carex otrubae</i> Podp. | 15 |
| <i>Carex riparia</i> Curtis | 25 |
| <i>Centaurea nigrescens</i> Willd. | 12,5 |
| <i>Centaurium pulchellum</i> (Swartz) Druce | 2,5 |
| <i>Cerastium glutinosum</i> Fries | 2,5 |
| <i>Cerastium holosteoides</i> Fries | 5 |
| <i>Chaerophyllum temulum</i> L. | 2,5 |
| <i>Chelidonium majus</i> L. | 2,5 |

| | |
|---|------|
| <i>Chenopodium album</i> L. | 35 |
| <i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop. | 30 |
| <i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten. | 7,5 |
| <i>Clematis vitalba</i> L. | 2,5 |
| <i>Conium maculatum</i> L. | 10 |
| <i>Convolvulus arvensis</i> L. | 77,5 |
| <i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronq. | 40 |
| <i>Crepis pulchra</i> L. | 5 |
| <i>Crepis setosa</i> Haller fil. | 12,5 |
| <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. | 7,5 |
| <i>Cyperus fuscus</i> L. | 2,5 |
| <i>Cyperus longus</i> L. | 7,5 |
| <i>Dactylis glomerata</i> L. | 55 |
| <i>Daucus carota</i> L. | 35 |
| <i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop. | 7,5 |
| <i>Duchesnea indica</i> (Andrews) Focke | 7,5 |
| <i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) Beauv. | 5 |
| <i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertner | 7,5 |
| <i>Epilobium hirsutum</i> L. | 5 |
| <i>Epilobium parviflorum</i> Schreber | 2,5 |
| <i>Equisetum arvense</i> L. | 40 |
| <i>Equisetum telmateja</i> Ehrh. | 57,5 |
| <i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers. | 35 |
| <i>Eupatorium cannabinum</i> L. | 30 |
| <i>Euphorbia cyparissias</i> L. | 10 |
| <i>Euphorbia palustris</i> L. | 2,5 |
| <i>Euphorbia platyphyllos</i> L. | 5 |
| <i>Festuca pratensis</i> Hudson | 10 |
| <i>Festuca rubra</i> L. | 7,5 |
| <i>Frangula alnus</i> Miller | 2,5 |
| <i>Fumaria officinalis</i> L. | 2,5 |
| <i>Galium aparine</i> L. | 37,5 |
| <i>Galium mollugo</i> L. | 57,5 |
| <i>Galium palustre</i> L. | 17,5 |
| <i>Galium verum</i> L. | 2,5 |
| <i>Geranium molle</i> L. | 5 |
| <i>Geum urbanum</i> L. | 2,5 |
| <i>Glechoma hederacea</i> L. | 80 |
| <i>Glyceria maxima</i> (Hartman) Holmberg | 2,5 |
| <i>Hedera helix</i> L. | 37,5 |
| <i>Helianthus tuberosus</i> L. | 2,5 |
| <i>Hieracium piloselloides</i> Vill. | 2,5 |
| <i>Holcus lanatus</i> L. | 37,5 |
| <i>Holosteum umbellatum</i> L. | 2,5 |
| <i>Hordeum murinum</i> L. | 52,5 |
| <i>Hypericum perforatum</i> L. | 2,5 |
| <i>Hypochoeris radicata</i> L. | 2,5 |
| <i>Iris pseudacorus</i> L. | 77,5 |
| <i>Lactuca serriola</i> L. | 5 |
| <i>Lamium album</i> L. | 10 |
| <i>Lamium maculatum</i> L. | 2,5 |
| <i>Lamium purpureum</i> L. | 12,5 |

| | |
|---|------|
| <i>Lapsana communis</i> L. | 25 |
| <i>Lathyrus pratensis</i> L. | 10 |
| <i>Lemna gibba</i> L. | 10 |
| <i>Lemna minor</i> L. | 15 |
| <i>Lemna trisulca</i> L. | 2,5 |
| <i>Leontodon hispidus</i> L. | 17,5 |
| <i>Linaria vulgaris</i> Miller | 2,5 |
| <i>Lolium multiflorum</i> Lam. | 10 |
| <i>Lolium perenne</i> L. | 35 |
| <i>Lotus corniculatus</i> L. | 7,5 |
| <i>Lychnis flos cuculi</i> L. | 2,5 |
| <i>Lycopus europaeus</i> L. | 37,5 |
| <i>Lysimachia nummularia</i> L. | 72,5 |
| <i>Lysimachia vulgaris</i> L. | 50 |
| <i>Lythrum salicaria</i> L. | 40 |
| <i>Malva sylvestris</i> L. | 7,5 |
| <i>Matricaria chamomilla</i> L. | 15 |
| <i>Medicago lupulina</i> L. | 22,5 |
| <i>Medicago sativa</i> L. | 7,5 |
| <i>Melissa officinalis</i> L. | 2,5 |
| <i>Mentha aquatica</i> L. | 2,5 |
| <i>Mentha arvensis</i> L. ssp. <i>arvensis</i> | 7,5 |
| <i>Mentha longifolia</i> (L.) Hudson | 2,5 |
| <i>Myosotis arvensis</i> (L.) Hill | 2,5 |
| <i>Myosoton aquaticum</i> (L.) Moench | 2,5 |
| <i>Oxalis corniculata</i> L. | 82,5 |
| <i>Papaver rhoeas</i> L. | 25 |
| <i>Parietaria officinalis</i> L. | 60 |
| <i>Pastinaca sativa</i> L. | 5 |
| <i>Petasites hybridus</i> (L.) Gaertn., Meyer et Sch. | 5 |
| <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. | 47,5 |
| <i>Physalis alkekengi</i> L. | 2,5 |
| <i>Phytolacca americana</i> L. | 5 |
| <i>Picris echioides</i> L. | 2,5 |
| <i>Picris hieracioides</i> L. | 15 |
| <i>Pimpinella major</i> (L.) Hudson | 12,5 |
| <i>Pimpinella saxifraga</i> L. | 2,5 |
| <i>Plantago lanceolata</i> L. | 52,5 |
| <i>Plantago major</i> L. | 22,5 |
| <i>Poa annua</i> L. | 2,5 |
| <i>Poa pratensis</i> L. | 32,5 |
| <i>Poa sylvicola</i> Guss. | 5 |
| <i>Poa trivialis</i> L. | 67,5 |
| <i>Polygonum amphibium</i> L. | 2,5 |
| <i>Polygonum hydropiper</i> L. | 2,5 |
| <i>Polygonum persicaria</i> L. | 17,5 |
| <i>Portulaca oleracea</i> L. | 5 |
| <i>Potentilla reptans</i> L. | 80 |
| <i>Prunella vulgaris</i> L. | 17,5 |
| <i>Ranunculus acris</i> L. | 37,5 |
| <i>Ranunculus bulbosus</i> L. | 15 |
| <i>Ranunculus repens</i> L. | 37,5 |

| | |
|--|------|
| Ranunculus sceleratus L. | 5 |
| Rorippa amphibia (L.) Besser | 2,5 |
| Rorippa sylvestris (L.) Besser | 2,5 |
| Rumex acetosa L. | 12,5 |
| Rumex conglomeratus Murray | 55 |
| Rumex crispus L. | 32,5 |
| Rumex obtusifolius L. | 17,5 |
| Salvia pratensis L. | 5 |
| Samolus valerandi L. | 7,5 |
| Sanguisorba minor Scop. | 5 |
| Scabiosa gramuntia L. | 2,5 |
| Schoenoplectus lacustris (L.) Palla | 2,5 |
| Scrophularia nodosa L. | 5 |
| Scutellaria galericulata L. | 10 |
| Senecio vulgaris L. | 12,5 |
| Setaria glauca (L.) Beauv. | 2,5 |
| Setaria viridis (L.) Beauv. | 15 |
| Silene alba (Miller) Krause | 72,5 |
| Silene vulgaris (Moench) Garcke | 2,5 |
| Sinapis arvensis L. | 5 |
| Sium latifolium L. | 2,5 |
| Solanum dulcamara L. | 35 |
| Solanum nigrum L. ssp. nigrum | 7,5 |
| Solanum tuberosum L. | 2,5 |
| Solidago gigantea Aiton | 5 |
| Sonchus arvensis L. ssp. arvensis | 47,5 |
| Sonchus asper (L.) Hill | 50 |
| Sonchus oleraceus L. | 2,5 |
| Sorghum halepense (L.) Pers. | 67,5 |
| Sparganium erectum L. | 17,5 |
| Stachys palustris L. | 5 |
| Stellaria media (L.) Vill. | 7,5 |
| Symphytum bulbosum Schimper | 25 |
| Symphytum officinale L. | 60 |
| Tamus communis L. | 2,5 |
| Taraxacum officinale Weber (aggregato) | 67,5 |
| Trifolium campestre Schreber | 7,5 |
| Trifolium fragiferum L. | 2,5 |
| Trifolium pratense L. | 35 |
| Trifolium repens L. | 22,5 |
| Trisetum flavescens (L.) Beauv. | 2,5 |
| Typha angustifolia L. | 2,5 |
| Typha latifolia L. | 5 |
| Typhoides arundinacea (L.) Moench | 30 |
| Urtica dioica L. | 92,5 |
| Valeriana officinalis L. | 32,5 |
| Verbascum blattaria L. | 5 |
| Verbena officinalis L. | 12,5 |
| Veronica arvensis L. | 2,5 |
| Veronica hederifolia L. | 2,5 |
| Veronica persica Poiret | 37,5 |
| Veronica polita Fries | 27,5 |

| | |
|---|-----|
| <i>Vicia cracca</i> L. | 2,5 |
| <i>Vicia hirsuta</i> (L.) S.F.Gray | 2,5 |
| <i>Vicia sativa</i> L. ssp. <i>angustifolia</i> (Grufb.) Gaudin | 7,5 |
| <i>Vicia sativa</i> L. ssp. <i>segetalis</i> (Thuill.) Gaudin | 2,5 |
| <i>Viola odorata</i> L. | 25 |
| <i>Viola reichenbachiana</i> Jordan ex Boreau | 2,5 |
| <i>Viola suavis</i> Bieb. | 7,5 |
| <i>Viola tricolor</i> L. ssp. <i>tricolor</i> | 2,5 |

RIASSUNTO/ABSTRACT

Il presente elaborato di tesi riguarda la struttura e la biodiversità delle siepi della Saccisica; attraverso l'analisi della biometria di quest'ultime ed il rilievo della flora erbacea presente al loro interno si è voluto indagare sulle relazioni esistenti tra i parametri fisici, ecologici e di biodiversità.

Questo genere di studi sta assumendo negli ultimi tempi una importanza sempre maggiore ai fini della pianificazione ecologica e della salvaguardia di ambienti naturali o paraturali che ancora resistono nella ormai prevalente omogeneità del paesaggio rurale veneto; la caratterizzazione qualitativa e quantitativa delle siepi poi fornisce indicazioni utili ai fini della progettazione di reti ecologiche.

This work talks about the structure and the biodiversity of the Saccisica's hedgerows; through the analysis of the biometry and the herbaceous plants we have studied the relationships between physical and ecological parameters.

This type of research in these last years have a great importance in the ecological planning of the landscape and in the protection of natural or semi natural habitat that stand in the rural landscape on the Po Plain; this study is also important because it gives suggestions for the planning of natural networks.