UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

FACOLTÀ DI AGRARIA
Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-forestali

TESI DI LAUREA SPECIALISTICA IN SCIENZE FORESTALI E AMBIENTALI

LE SPECIE ERBACEE NEMORALI NELLE RETI ECOLOGICHE DELLA PIANURA VENETA

Relatore:

Prof. Franco Viola

Correlatore:

Tommaso Sitzia

Laureando:

Thomas Zinato

ANNO ACCADEMICO 2004/05

INDICE

PREFAZIONE……..5

1. RIASSUNTO……6

2. INTRODUZIONE……9

2.1 L'ECOLOGIA DEL PAESAGGIO……..….9

2.1.1 Corridoi……...……....10

2.2 LA FRAMMENTAZIONE DEL PAESAGGIO……...…12

2.2.1 Teoria della metapopolazione……..…….14

2.3 I SISTEMI INTEGRATI DI CONSERVAZIONE AMBIENTALE…….……16

2.4 LE RETI ECOLOGICHE……...……17

2.4.1 Ruolo delle reti ecologiche per le specie erbacee nemorali……..…..20

3. LA PIANURA VENETA……...…….30

3.1 GEOGRAFIA……30

3.2 CARATTERISTICHE LITO-PEDOLOGICHE……..…..31

3.3 CLIMA……..….32

3.4 VEGETAZIONE FORESTALE POTENZIALE…….…..…….35

3.4.1 Lecceta litoranea……..….35

3.4.2 Bosco costiero dei suoli idrici……...……37

3.4.3 Boschi igrofili ripariali planiziali…….….37

3.4.4 Ontanete di risorgiva……...…....38

3.4.5 Querco-carpineti planiziali……...…….39

3.5 L'EVOLUZIONE DEL PAESAGGIO PLANIZIALE VENETO……...…..……..42

3.6 GLI ANTICHI BOSCHI PLANIZIALI OGGI…….….. 76

3.7 LE FORMAZIONI ARBOREE LINEARI DELLA PIANURA VENETA……....…83

4. OBIETTIVI DELLO STUDIO……...…..…88

5. MATERIALI E METODI……..…...……89

5.1 AREA DI STUDIO……...…89

5.1.1 Bolzonella……..…92

5.1.2 Carpenedo……..99

5.1.3 Cessalto……107

5.1.4 Montegalda……...112

5.2 CAMPIONAMENTO……...…113

5.2.1 Selezione delle siepi……113
5.2.2 Metodo di rilevamento e trattamento dei dati……114
5.2.3 Selezione delle specie nemorali e individuazione delle modalità di dispersione……116
5.3 ANALISI DEI DATI……118
6. RISULTATI E DISCUSSIONE ……120
6.1 FREQUENZA DELLE SPECIE NEMORALI……120
6.2 TIPO DI SIEPE……122
6.3 DISTANZA DAI BOSCHI……125
6.4 LARGHEZZA DELLE SIEPI……129
7. CONCLUSIONI……131
8. BIBLIOGRAFIA……133

APPENDICE A ……139
APPENDICE B ……141
APPENDICE C ……145
APPENDICE D ……149
APPENDICE E ……151
APPENDICE F ……157

PREFAZIONE

Dopo secoli di smantellamento degli elementi naturali o paranaturali presenti nei più fertili territori rurali dell'Europa, l'uomo sembra aver ripreso coscienza della loro importanza.
Di fronte a crescenti problemi energetici nonché ambientali, le strutture arboree dei paesaggi rurali tornano ad attrarre interessi non indifferenti: siepi campestri e boschi sono oggi elementi costanti nei progetti di riqualificazione ambientale dei paesaggi rurali e la loro ricostituzione è oggetto di rilevanti contributi finanziari.
Sempre più spesso si parla di "reti ecologiche" (intese come sistemi di elementi spaziali naturali areali – macchie: boschi, prati stabili, aree umide.. – e lineari – corridoi: siepi, corsi d'acqua.. – interconnessi tra loro) e soprattutto della necessità di ricostituire tali sistemi naturali per consentire il movimento delle specie all'interno dei paesaggi frammentati. Se da un lato si riconoscono alle reti importanti funzioni come quella produttiva, quella paesaggistica, quella turistico-ricreativa, quella di regimazione dei flussi idrici e di riduzione degli inquinanti nel suolo, mancano chiare prove sul ruolo biologico delle reti, in particolare dei corridoi lineari, nel favorire il movimento degli organismi. Mentre per gli animali la funzionalità dei corridoi è stata solo parzialmente verificata (Forman, 1995),

molti studi hanno dimostrato che le siepi possono fungere da habitat per alcune piante forestali, ma l'estensione secondo cui esse agirebbero come corridoi è stata posta in discussione (Corbit *et al*., 1999; p.220).

Sitzia (2004b) afferma che:

La letteratura su questo argomento è ricca di applicazioni che, basandosi sui principi dell'architettura del paesaggio e della pianificazione urbanistica, tendono a non tenere nel dovuto conto le incertezze che, ancora oggi, il mondo scientifico ha sulla reale utilità dei corridoi lineari nel favorire la dispersione degli organismi. Come sottolineato da Hobbs (1992), spesso si fa riferimento a modelli non confermati da dati empirici e si tende a chiamare "rete ecologica" qualsiasi struttura lineare edificata da piante arboree.

Il presente studio intende verificare il movimento delle specie erbacee nemorali attraverso le siepi campestri; esso trae spunto da una ricerca condotta da Corbit *et al*. (1999) nello stato di New York (USA) indirizzata alla comprensione dei fattori che influiscono sulla funzionalità dei corridoi arborei nei confronti delle specie erbacee nemorali.
Nella presente tesi l'indagine è stata condotta su scala locale in quattro ambiti territoriali localizzati nella pianura veneta, vasto territorio rurale fortemente antropizzato e compromesso dove in genere gli elementi naturali occupano solo esigui spazi interstiziali.

1. RIASSUNTO

Durante la seconda metà del '900 il volto della pianura veneta, da secoli vocata all'agricoltura, ha subito profondi mutamenti con la meccanizzazione delle pratiche agricole e l'urbanizzazione non pianificata del territorio che in pochi decenni hanno frammentato e semplificato il paesaggio e gli elementi naturali in esso presenti: boschi, siepi campestri, prati e aree umide sono divenuti elementi sempre più rari e, quando presenti, sempre più sottoposti alla pressione antropica.

Negli ultimi decenni le nuove conoscenze scientifiche hanno messo in evidenza il grave rischio di estinzione che minaccia molte specie animali e vegetali tipiche dei paesaggi rurali dell'Europa Occidentale a causa dell'estrema rarefazione degli habitat disponibili e dell'isolamento di quelli ancora presenti: tra queste, le piante erbacee forestali, spesso relitti di antiche migrazioni floristiche, sono le più rare e minacciate in seguito alla quasi totale eliminazione degli ultimi boschi relitti delle antiche foreste. Ecco quindi il ruolo crescente delle reti ecologiche nell'assicurare la connessione fisica, ma soprattutto funzionale, tra i diversi biotopi e con essa il movimento delle specie all'interno del paesaggio, per garantire il mantenimento delle popolazioni in un equilibrio di lungo termine.

Il presente studio si pone l'obiettivo di valutare il ruolo delle siepi della pianura veneta nelle reti ecologiche delle specie erbacee nemorali; si vuole cioè verificare se, nonostante la forte compromissione ambientale del territorio oggetto di indagine, si possano individuare elementi funzionali in un'ottica di rete ecologica volta alla conservazione delle specie forestali.

Il lavoro è stato condotto adottando lo stesso protocollo seguito da Corbit *et al*. (1999) in un analogo studio condotto nello Stato di New York. Con la presente indagine ci si propone di:

a. verificare la frequenza di specie erbacee nemorali all'interno delle siepi;
b. valutare l'importanza di alcuni fattori che sembrano influire sulla presenza di tali specie (es. età della siepe, larghezza, prossimità ad un bosco relitto, isolamento);
c. verificare la capacità delle siepi campestri di fungere da corridoio ipotizzando che i boschi relitti adiacenti siano sorgenti di propaguli di specie forestali.

Per raggiungere tali obiettivi sono stati considerati boschi relitti, potenziali fonti di organismi vegetali, e siepi riconducibili alle seguenti tipologie cronologico-funzionali:

a. relitte attaccate: siepi di antica origine connesse a macchie relitte;

b. rigenerate attaccate: siepi adiacenti a macchie relitte e insediatesi spontaneamente o artificialmente nel corso degli ultimi 50 anni su ex suoli agricoli lungo i confini dei campi;
c. relitte isolate: antiche siepi lontane dal bosco e non direttamente collegate ad esso.

È stato studiato un campione di 22 siepi associate a 4 boschi relitti situati in altrettante località della pianura veneta tra le province di Padova, Venezia e Treviso all'interno di un'area complessiva di circa 80 km x 40 km, con evidenti costi e tempi di spostamento in fase di rilevamento. La distinzione delle siepi nelle diverse categorie cronologico-funzionali è stata fatta sulla base di osservazioni cartografiche (mappe storiche IGM), confrontando foto aeree storiche e recenti nonché attraverso i vari sopralluoghi. Sono state individuate 12 siepi relitte collegate, 4 rigenerate collegate e 6 relitte isolate. I rilievi sono stati eseguiti realizzando transetti lungo le siepi e verso l'interno del bosco e rilievi di presenza/assenza all'interno dei boschi relitti, in corrispondenza del punto d'intersezione con le siepi campionate.
Nonostante il grave stato di compromissione ambientale della pianura veneta e la media larghezza delle siepi campionate (min 3,1 m; max 16,5 m; media 9,4 m), sono state rilevate più di 200 specie vascolari e, tra queste, 38 specie nemorali (37 erbacee ed una arbustiva). Sono state rinvenute specie nemorali in tutte le tipologie di siepe. Le specie più frequenti nelle siepi erano *Anemone nemorosa*, *Viola reichenbachiana* e *Polygonatum multiflorum,* le prime a dispersione mirmecocora, la terza a dispersione endozoocora. Otto specie sono risultate confinate ai boschi e 5 di queste (*Allium ursinum*, *Circaea lutetiana*, *Hepatica nobilis*, *Melica nutans, Thelypteris palustris*) sono state rinvenute in un solo rilievo; la loro assenza dalle siepi può quindi essere dovuta non tanto a scarsa capacità di colonizzazione o di insediamento quanto piuttosto alla generale rarefazione delle popolazioni. All'opposto, 7 specie sono state rilevate solo nelle siepi relitte e non nei boschi adiacenti; la rarità di alcune di esse (es. *Cephalantera damasonium*) conferma l'elevato valore naturalistico delle siepi.
Tali risultati sono piuttosto sorprendenti se confrontati con i dati di Corbit *et al.* (cit.) ottenuti in un'area di indagine sicuramente molto meno alterata dall'azione umana (con ancora un 50% di copertura forestale).
Il confronto tra le diverse tipologie di siepe ha fatto emergere risultati importanti in parte attesi:

- le siepi relitte (sede di popolazioni relitte e di colonizzatori) contengono più specie nemorali rispetto a quelle rigenerate (primariamente colonizzatori); la copertura di specie forestali non è risultata invece significativamente diversa nei tre tipi di siepe;

- le siepi relitte isolate presentano meno specie nemorali rispetto a quelle collegate e in particolare sono meno abbondanti le specie a dispersione mirmecocora, barocora e anemocora, suggerendo la necessità che esista un legame spaziale con i boschi relitti per sostenere le popolazioni di specie nemorali e a conferma dell'importanza di un approccio di metapopolazione;
- la composizione in specie nemorali delle siepi collegate mostra una forte affinità con quella dei boschi adiacenti, sia nelle relitte che nelle rigenerate. Le siepi relitte isolate risultano invece poco legate ai boschi vicini rispetto a quelle collegate; ulteriori elaborazioni (test di permutazione completa) eseguite da Sitzia (2004b) confermano, anzi, che l'eventuale associazione tra siepi isolate e bosco vicino è assolutamente casuale.

Solo nelle siepi rigenerate collegate la copertura di specie forestali mostra un *trend* negativo con l'aumentare della distanza dal bosco adiacente. D'altra parte, considerando tutte le siepi campionate, alla scala indagata nel transetto (0-90 m) è stato riscontrato un effetto della distanza dal bosco solo sulle specie mirmecocore, mentre quelle zoocore non sembrano esserne influenzate.

Si è notato un certo influsso della larghezza sulla numerosità, ma non sulla copertura di specie nemorali, specialmente oltre 12 m, e ciò conferma le osservazioni di Forman & Baudry (Forman, 1995; p.195) che fissano in 8-12 m di larghezza i valori minimi per sostenere popolazioni stabili di specie forestali.

In conclusione, si ritiene che il movimento, molto lento, di diffusione delle specie erbacee forestali dalle macchie boscate alle siepi vicine sia dimostrato dalle seguenti evidenze.

i. Similarità con i boschi vicini significativamente più bassa nelle siepi isolate (anche se relitte) rispetto alle siepi collegate (anche se rigenerate).
ii. Conferma, almeno parziale, dei risultati ottenuti da Corbit *et al.* (cit.).

2. INTRODUZIONE

2.1 L'Ecologia del Paesaggio

L'ecologia del paesaggio è lo studio delle complesse interazioni causa-effetto tra le comunità viventi (biocenosi) e le loro condizioni ambientali che prevalgono in [una] parte specifica del paesaggio…[e] diventano evidenti in uno specifico modello di paesaggio o in una classificazione dello spazio naturale di diversi ordini di grandezza.. (Carl Troll in Forman, 1995; p. 20)

Secondo la presente citazione, il concetto di paesaggio assume una valenza molto più ampia rispetto a quella normalmente attribuitagli nel linguaggio comune: esso non rappresenta solo un disegno, un valore estetico, ma anche e soprattutto il risultato e la concretizzazione delle interazioni tra gli esseri viventi di un certo territorio e gli elementi chimico-fisici o abiotici dello stesso.

Secondo Forman (1995), il paesaggio si presenta come un mosaico in cui un insieme di elementi spaziali si ripete allo stesso modo su una vasta superficie; il paesaggio è eterogeneo, in genere formato da elementi diversi con confini più o meno netti che lo rendono simile ad un mosaico il cui disegno è determinato dall'eterogeneità del substrato (tipo di suolo, disponibilità idrica, morfologia), dai disturbi naturali (malattie, incendi, alluvioni, trombe d'aria..), dall'attività umana e da vari processi biologici. Il modello spaziale del paesaggio si fonda essenzialmente su tre tipologie di elementi:

- macchie (superfici non lineari relativamente omogenee che differiscono dallo spazio circostante);
- corridoi (superfici lineari, caratterizzate da un certo uso del suolo, che differiscono dall'intorno su entrambi i lati);
- matrice (ecosistema di fondo caratterizzato da copertura estensiva, alta connettività e/o maggior controllo sulle dinamiche del paesaggio).

All'interno del paesaggio, animali, piante, elementi minerali ed energia si muovono tra i diversi ecosistemi; tutti gli ecosistemi sono tra loro correlati, con movimenti o flussi che diminuiscono rapidamente con la distanza, ma più gradualmente tra ecosistemi dello stesso tipo (*ibid*.). Flussi e movimenti dipendono sicuramente dalle caratteristiche dei singoli elementi spaziali, e degli oggetti che si muovono, ma anche e soprattutto dalla loro organizzazione spaziale, dalla loro posizione relativa, quindi nel complesso dalla configurazione del paesaggio e dei suoi ecosistemi (Figura 2.1). Il contesto in cui si inserisce un certo elemento è più importante del suo stesso contenuto: l'intorno determina l'interno (*ibid.*).

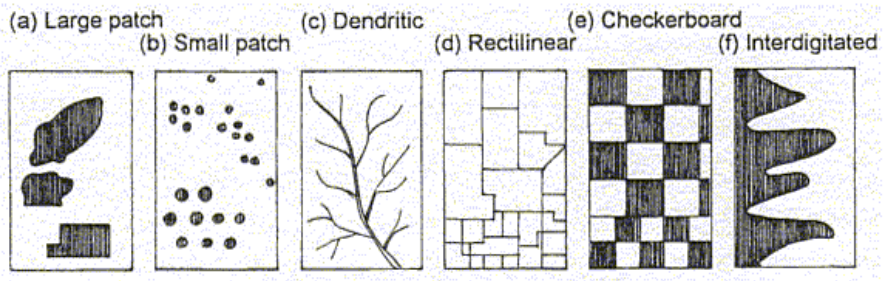


Fig. 2.1 – Sei tipi di paesaggio. Si tratta di sei casi limite: raramente i paesaggi reali coincidono esclusivamente con uno di questi. (Forman, 1995; p.309)

2.1.1 Corridoi

I corridoi presentano proprietà strutturali interne (Figura 2.2) ed esterne (Figura 2.3) che coinvolgono lunghezza, larghezza, altezza, continuità fisica, presenza di una *internal entity* (fossato, strada, corso d'acqua ecc..), struttura verticale, ricchezza di specie, esistenza di un gradiente ambientale tra i due lati e così via.

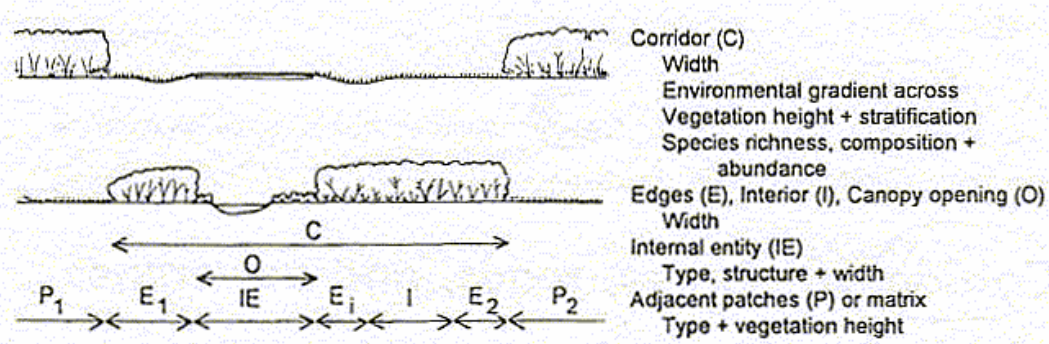


Fig. 2.2 –Proprietà connesse alla struttura interna dei corridoi. Sopra: "*road corridor*" (corridoio stradale) in un paesaggio forestale, con superficie stradale e banchine laterali. Sotto: "*stream corridor*" (corridoio fluviale) della stessa larghezza in un'area prativa, con il corso d'acqua, le rive erbose e le strisce boscate laterali. (Forman, cit.; p.146)

Secondo Forman (*ibid.*), nei confronti degli elementi biotici e abiotici i corridoi possono svolgere cinque diverse funzioni: habitat, condotto, filtro, *source* (sorgente di oggetti), *sink* (elemento deficitario che assorbe, cattura, attrae oggetti) (Figura 2.4).

Tra i corridoi, quelli arborei, e in particolare le siepi campestri, rivestono particolare interesse ai fini del presente studio. Come evidenziato da Sitzia (2004a; 2004b), in letteratura non esiste ad oggi una definizione univoca dell'unità del paesaggio "siepe", se non che si tratti di un elemento lineare costituito da arbusti e/o alberi, e anche nel corso di studi, monitoraggi e censimenti ci si riferisce ad esse genericamente (Corbit *et al.*, 1999; Boutin *et al.*, 2002; Le Cœur *et al.*, 2002).

Le siepi possono essere *remnant*, cioè relitti di antichi boschi, *regenerated*, quando cresciute spontaneamente su aree precedentemente disboscate e dissodate, o *introduced*, cioè impiantate dall'uomo (Forman, cit.).

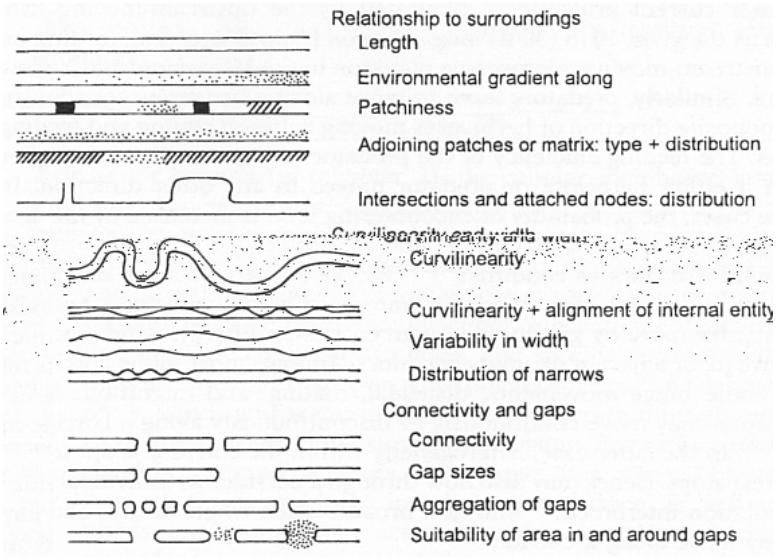


Fig. 2.3 – Proprietà associate alla struttura esterna dei corridoi. (Forman, cit.; p.148)

La varietà di specie animali e vegetali che i corridoi boscati possono ospitare dipende sicuramente dalle diverse proprietà strutturali interne ed esterne dei corridoi stessi, nonché da esposizione, direzione rispetto ai venti prevalenti, uso del suolo nelle aree limitrofe, trattamento da parte dell'uomo ecc.. (Forman, 1995). D'altra parte, la presenza di un'entità interna (fossato, corso d'acqua di origine sorgiva, muro ecc..) può accentuare la variabilità microstazionale consentendo la sopravvivenza di specie altrimenti non presenti (*ibid.*); infine, va sottolineato che lungo i corridoi collegati ad un bosco si manifesta sempre un importante gradiente ecologico (Forman, cit.; Corbit *et al.*, 1999; McCollin *et al.*, 2000).

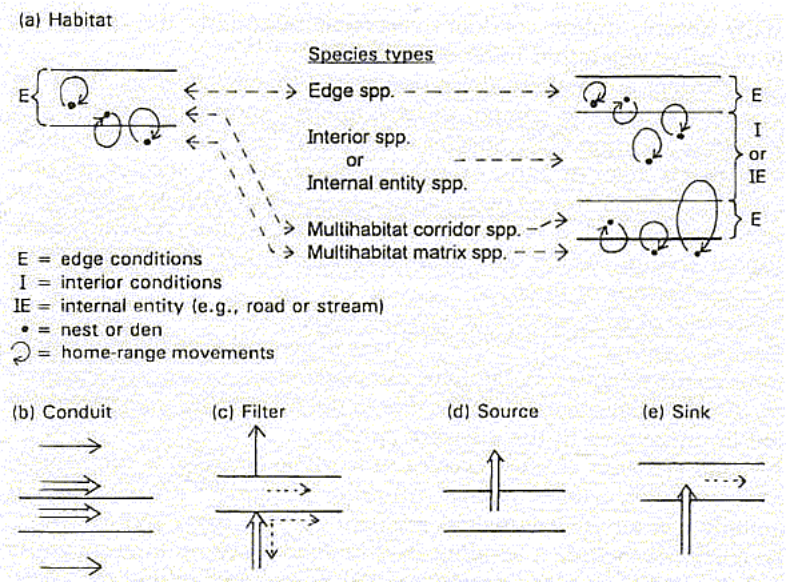


Fig. 2.4 – Le cinque funzioni di un corridoio. (a) Corridoio stretto a sinistra, corridoio largo a destra (le specie multihabitat usano due o più habitat). (b) Movimento all'interno o lungo un corridoio. Da (c) a (e) movimenti e flussi tra matrice e corridoio.
(Forman, cit.; p.149)

Molteplici sono i fattori che influiscono sul movimento delle specie lungo i corridoi, così come molteplici sono le esigenze ecologiche e le modalità di dispersione delle diverse specie interessate. Sicuramente la presenza di interruzioni della copertura arborea e arbustiva (*gap*) o di restringimenti lungo un corridoio riduce il movimento delle specie, soprattutto quelle

forestali, ma tali considerazioni aprono la strada ad altre valutazioni sulle caratteristiche dei *gap* (dimensioni, aggregazione ecc..) e della matrice (Figura 2.5).

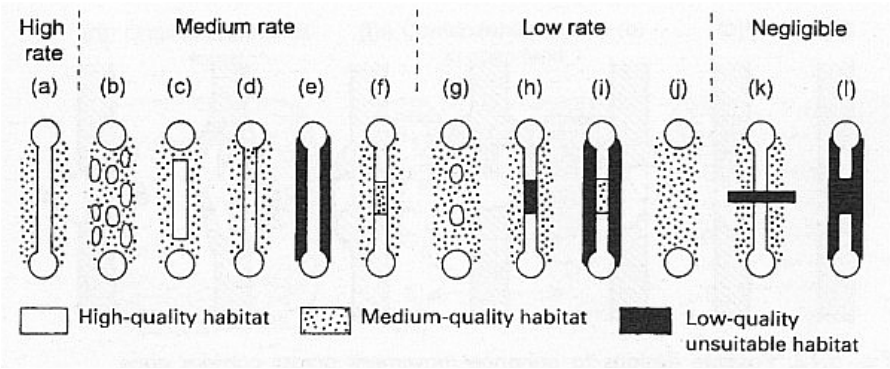


Fig. 2.5 – Velocità di spostamento degli animali tra due macchie in relazione alla connettività e alla qualità degli habitat. (a) Corridoio connettore; (b) *cluster* di piccole macchie; (d) gradiente; (f) corridoio eterogeneo; (g) fila di *stepping stones*; (K) intersezione barriera. (Forman, cit.; p.201)

2.2 La frammentazione del paesaggio

Tutto il territorio europeo è da millenni sottoposto ad un intenso sfruttamento antropico. Nel corso dei secoli esso è stato progressivamente trasformato subendo un'espansione degli insediamenti e delle aree coltivate a scapito degli ambienti naturali; tale processo divenne più radicale a partire dall'800 quando si diffuse la rivoluzione industriale: essa determinò un enorme sviluppo urbano ma anche profonde trasformazioni agricole con la diffusione delle macchine e dei fertilizzanti di sintesi. Proprio come reazione alla rivoluzione industriale, dalla fine del XIX secolo cominciarono i primi interventi per la conservazione della natura con l'istituzione di parchi nazionali e riserve naturali, volte a contrastare il declino delle specie e degli ecosistemi naturali, e con la realizzazione di nuovi piani urbanistici più attenti al verde urbano nella sua multifunzionalità (Jongman, 2004).

Nel corso del '900 importanti fenomeni hanno ulteriormente alterato l'assetto del paesaggio e l'equilibrio ecosistemico (*ibid.*):

- polarizzazione dell'uso del suolo con conseguente emergenza di territori sfruttati intensamente e altri (compresi quelli naturali) completamente abbandonati;
- omogeneizzazione delle aree sottoposte ad agricoltura intensiva monofunzionale e specializzata su larga scala, a causa dell'eliminazione degli elementi che insieme rappresentano l'identità naturale e culturale dei diversi territori e paesaggi;
- marginalizzazione di vaste aree estremamente ricche in termini di valori naturali e culturali ma non in grado di ospitare o sostenere attività economiche competitive nel mercato globale;

- frammentazione del territorio, degli habitat naturali e delle popolazioni in esso presenti in seguito allo sviluppo delle aree urbane e industriali e all'aumento della densità delle reti stradali, autostradali e ferroviarie (Figura 2.6).

La frammentazione del paesaggio e degli elementi naturali in esso presenti è un fenomeno grave che si associa a tutta una serie di effetti territoriali (Jongman, cit.):

- diminuzione della superficie complessiva degli ecotopi naturali originari e diminuzione numerica delle singole unità;
- intensificazione dell'uso del suolo e incremento dell'eterogeneità del paesaggio;
- frammenti di paesaggio con sub-popolazioni;
- incremento delle funzioni *source-sink* nelle popolazioni naturali.

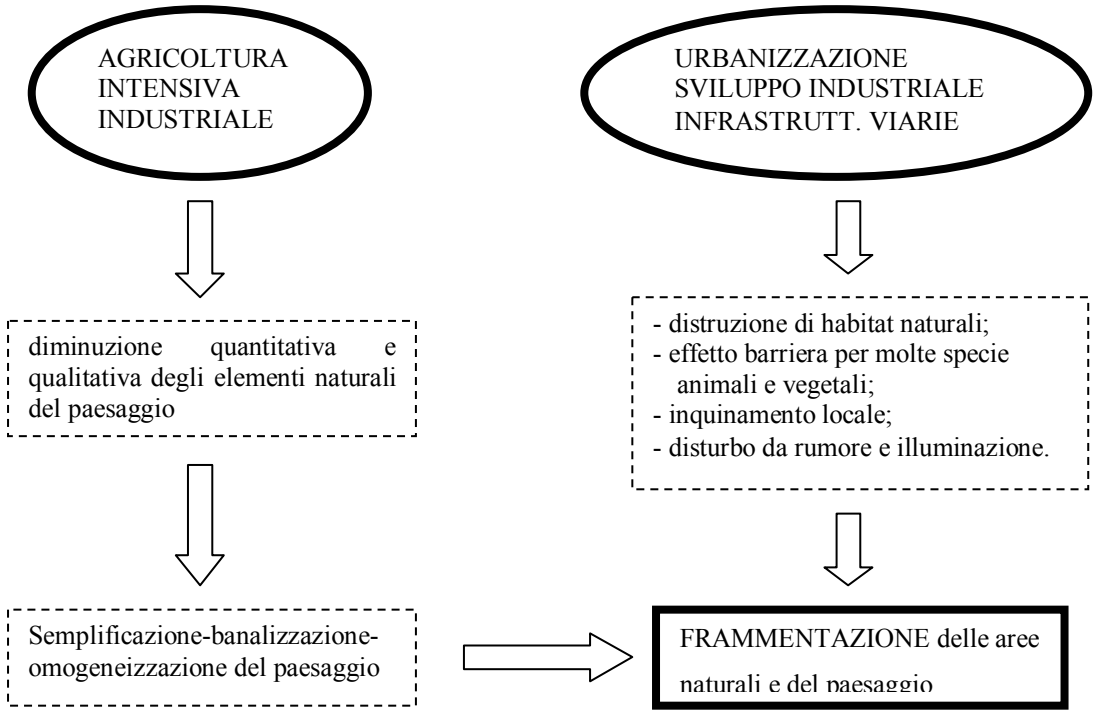


Fig. 2.6 – Schematizzazione dei fenomeni che hanno determinato la frammentazione nei paesaggi dell'Europa Occidentale.

Dal punto di vista ecologico, la frammentazione causa effetti che variano da specie a specie ma che si possono ricondurre in generale ad una diminuzione della mobilità degli individui e all'isolamento delle popolazioni locali con conseguente aumento della possibilità di estinzioni e delle difficoltà di ritorno spontaneo delle specie. Jongman (cit.; p.2) afferma che

in generale la connessione e lo scambio sono importanti per tutte le specie per sopravvivere, nutrirsi, riprodursi o fondare nuove comunità. A tutte le scale e per la maggior parte delle specie esistono vie che collegano individui e popolazioni.

In ecologia si conoscono diversi tipi di movimento (*home-range*, dispersione, migrazione[1]) che riguardano animali e piante; tra questi, la dispersione riveste un ruolo chiave nel garantire la sopravvivenza delle popolazioni ed il funzionamento dei biotopi (*ibid*.). Le singole popolazioni sono infatti soggette a continue fluttuazioni che dipendono dai tassi di nascita, morte, immigrazione ed emigrazione: la diffusione contribuisce al riequilibrio delle popolazioni, consente la colonizzazione di nuovi siti e lo scambio genetico tra diverse comunità garantendo la sopravvivenza e la diffusione della specie. D'altra parte, impedire i processi di dispersione (ma ciò vale anche per le altre forme di movimento) significa incrementare la possibilità di estinzione delle specie (*ibid*.).

Il mosaico del paesaggio è l'ambiente che fa da sfondo a tutti i movimenti di individui e popolazioni. Tali movimenti dipendono dal disegno del mosaico, dalle principali caratteristiche spaziali ed ecologiche dei vari elementi del paesaggio (Forman, cit.); tuttavia, l'aspetto funzionale più importante per la dispersione e la persistenza delle popolazioni è la connettività: essa si manifesta nella connessione, nella contiguità spaziale e funzionale dei vari elementi naturali presenti nel territorio (*ibid.*).

2.2.1 Teoria della metapopolazione

All'interno di un vasto habitat continuo tutti gli individui di una stessa specie animale o vegetale possono vivere insieme ed interagire: essi costituiscono un'unica popolazione relativamente omogenea dal punto di vista genetico. Se tale habitat viene frammentato in tante macchie contenenti ciascuna solo alcuni individui della popolazione originaria, vengono a costituirsi molteplici sub-popolazioni (o popolazioni locali): finchè la dispersione degli individui garantisce la connessione e quindi un flusso genetico tra le stesse, si può comunque individuare un'unica comunità, definita "metapopolazione[2]", le cui dimensioni possono variare nel tempo (Forman, 1995).

Nei paesaggi frammentati dell'Europa Occidentale, le singole sub-popolazioni possono trovarsi lungo corridoi o all'interno della matrice, ma sono più comuni nelle macchie (*ibid.*). Tali comunità subiscono continue fluttuazioni e spesso si estinguono; tuttavia, poiché gli

[1] *Home-range*: spostamento giornaliero, spesso secondo percorsi costanti, per la ricerca del cibo, del nido, di un partner, di eventuali intrusi ecc..
Dispersione: movimento attivo o passivo di allontanamento dal luogo di nascita o dalla popolazione parentale secondo direttrici plurime.
Migrazione: spostamento periodico e ciclico di alcune popolazioni animali dal luogo di nascita ad un'altra area in seguito ad esigenze alimentari o ambientali.

[2] Il concetto di metapopolazione si può applicare anche facendo riferimento a più popolazioni di una stessa specie diffuse all'interno di un habitat ampio e continuo.

individui si spostano all'interno della metapopolazione, quando avviene un'estinzione locale la ricolonizzazione da parte di alcuni soggetti costituisce una nuova sottopopolazione.
Estinzioni locali e ricolonizzazioni sono molto comuni in natura, soprattutto nei paesaggi frammentati. Mentre le caratteristiche della singola macchia (dimensione, qualità degli habitat ecc..) influiscono sul tasso di estinzione, l'intorno (struttura del paesaggio circostante, posizione relativa dei singoli elementi spaziali, isolamento, ecc..) agisce molto sulla velocità di ricolonizzazione: i diversi aspetti determinano quindi insieme la velocità con cui in una singola macchia si succedono estinzioni e ricolonizzazioni.
In genere una popolazione locale persiste tanto più quanto migliore è la qualità dell'habitat[1] (con riferimento alle caratteristiche del suolo e del clima, alla disponibilità di cibo, alle altre specie presenti ecc..) e quanto maggiore è lo spazio disponibile (fattore che consente una maggiore numerosità della popolazione stessa); in genere i tassi di estinzione e ricolonizzazione sono più elevati nelle piccole macchie. D'altra parte, il tasso di ricolonizzazione è tanto più alto quanto più facile è la dispersione degli individui (come in presenza di macchie contigue, matrice sfruttabile, corridoi o *stepping stones*[2] che garantiscono la connessione delle singole macchie).
Gli habitat di qualità si comportano come source: la natalità supera la mortalità e gli individui in eccesso si disperdono andando a colonizzare nuovi siti; gli habitat di scarsa qualità invece si comportano come sink presentando un tasso di immigrazione nettamente superiore a quello della dispersione (Forman; cit.). È evidente quindi la necessità di tutelare i biotopi di maggior superficie e con la maggior integrità ecosistemica: essi si comportano come isole di biodiversità in grado di fungere da sorgenti verso altri biotopi più o meno vicini. Tuttavia, Forman (*ibid*.; p.383) afferma che

> il concetto stesso di metapopolazione implica che tutte le macchie e tutti gli altri elementi spaziali del mosaico siano importanti, non solo quelli che contengono individui della specie. Sebbene certi elementi spaziali siano i più importanti, ogni elemento del paesaggio influisce sul tasso di successione estinzione/ricolonizzazione.

Il concetto di metapopolazione presuppone che tra le singole sub-popolazioni vi sia un flusso genico: esso è estremamente importante nell'impedire o comunque rallentare i fenomeni di *inbreeding* e l'estinzione delle singole comunità locali. D'altra parte, come già visto, la dispersione degli individui garantisce la ricolonizzazione di siti precedentemente occupati da

[1] E' evidente che la qualità di un habitat è strettamente legata alle esigenze della specie.
[2] Gli *stepping-stones* sono "...habitat idonei alla temporanea permanenza degli organismi nel corso di uno spostamento lungo un percorso eterogeneo.." (Forman, 1995; p. 40).

sub-popolazioni estinte, nonostante tale processo possa richiedere tempi molto lunghi (*ibid.*), garantendo così la sopravvivenza della metapopolazione e della specie.

Va infine sottolineato come all'interno di una metapopolazione le dinamiche di adattamento delle singole sub-popolazioni ad habitat eterogenei, e lo stesso "effetto del fondatore" che si ha in ogni processo di ricolonizzazione, garantiscano nel complesso della metapopolazione una variabilità genetica che eccede quella di una singola popolazione delle stesse dimensioni presente all'interno di un'unica grande macchia: ciò assicura alla popolazione una grande capacità di adattamento ai cambiamenti ambientali (Forman, 1995).

Sulla base delle considerazioni sopra esposte, sono evidenti le gravi conseguenze derivanti da un'eccessiva frammentazione del paesaggio e quindi da una totale rottura delle connessioni fisiche e funzionali tra i singoli elementi naturali relitti in esso presenti. L'isolamento determina un'accentuazione della variabilità genetica tra le singole popolazioni locali, ma espone maggiormente le stesse a fenomeni di inbreeding e di estinzione; se poi in un paesaggio le sub-popolazioni sono molto poche (come succede spesso nei paesaggi frammentati dell'Europa Occidentale), le estinzioni locali possono coincidere con l'estinzione della specie.

2.3 I sistemi integrati di conservazione ambientale

Nelle politiche di conservazione della natura e della biodiversità, sta emergendo sempre più un approccio integrato basato sui principi dell'ecologia del paesaggio.

La direttiva europea 92/43/CEE "Habitat" mostra chiaramente un'importante presa di coscienza: singoli parchi o riserve possono avere successo nella protezione dell'ambiente e degli ecosistemi naturali solo se sono di dimensioni enormi; nella maggior parte dei casi però, essi non bastano a tutelare tutte le specie di una regione o di un paesaggio date le limitate superfici[1] e la collocazione, sempre risultato di decisioni politiche su cui pesano i conflitti tra natura e società (Longman, 1995; Jongman, 2004). Nonostante la forte crescita del numero e della superficie complessiva delle aree protette[2] (in Europa e in Italia sono decuplicati in poco più di un ventennio), spesso i tradizionali sistemi di conservazione non proteggono le aree più ricche di biodiversità, oppure ne tutelano solo alcune, dato che in genere queste risultano

[1] In Europa le aree protette presentano una superficie media inferiore ai 40.000 ha (Gambino, 2004; p.29).

[2] In Italia parchi e riserve coprono l'11,6% della superficie nazionale; tale valore aumenta fino al 19% se si considerano anche i SIC (fonte dati: Ced-Ppn 2001; Gambino, cit.).

molto appetite per altri usi produttivi più remunerativi[1]; d'altra parte, talvolta anche all'interno delle stesse aree protette emergono usi del suolo difficilmente compatibili con la conservazione della natura[2]. Infine, va sottolineato l'isolamento ecologico e genetico che spesso le aree protette si trovano a scontare; esso costituisce un grave problema soprattutto per quelle che si trovano in aree molto antropizzate e che talvolta confinano con le monocolture agrarie o peggio, con zone industriali o vasti complessi urbani (Gambino, 2004).
La nuova strada su cui si muove oggi la conservazione della natura in Europa sposta l'attenzione dalla protezione dei singoli siti alla conservazione di "reti ecologiche" che includono il più ampio paesaggio (Jongman, cit.).

Le riserve naturali non sono sufficienti a salvaguardare la biodiversità; esse rappresentano importanti tasselli di un mosaico in cui però tutti i pezzi hanno un loro valore che va recuperato. Connettendo le aree protette con corridoi e stepping-stones attraverso il paesaggio, si viene a costituire un sistema [integrato] di tutela ambientale nel quale le interazioni tra le singole riserve sono tanto importanti quanto le riserve stesse (Forman, cit.; p. 314).

Tale approccio vede nel territorio, nelle sue potenzialità e nelle sue esigenze di riequilibrio ecosistemico e di riconnessione, il punto di partenza per la conservazione della natura (Gambino, cit.). In particolare, Sitzia (2004b; p.1) ritiene che

le reti ecologiche sono uno strumento idoneo alla gestione e conservazione dei paesaggi frammentati, ove rarefatti residui di paranaturalità, rappresentati da boschi relitti, zone umide e siepi arboree, sono immersi in una matrice di seminativi e aree urbanizzate.

2.4 Le reti ecologiche

Il concetto di "rete ecologica" emerge all'inizio degli anni '90 come risposta alle esigenze di connettività e di ricucitura ecosistemica. Nel 1991 viene proposta l'idea di una Rete Ecologica Europea (Eeconet) e nel '92 si arriva al modello di rete ecologica Natura 2000 previsto dalla direttiva Habitat dell'UE cui fanno seguito diversi progetti a livello nazionale, regionale o per vaste aree (Gambino, 2004) anche in Italia (Sitzia, 2004b). Secondo tale modello,

una rete ecologica può essere definita come un sistema di riserve naturali e delle loro interconnessioni che rendono un sistema naturale frammentato idoneo a supportare una diversità biologica maggiore che in una forma non-connessa (Jongman, 2004; p. 14)

[1] Gambino (*ibid*.) parla in tal senso di una "remotizzazione" delle aree protette, definendo così la loro localizzazione nei territori più lontani dagli epicentri dello sviluppo economico.
[2] Tale problema riguarda soprattutto le "nature umanizzate" (44% delle aree protette) e i "parchi rurali" (29%) (fonte dati: Ced-Ppn, 1996. Gambino, 2004; p.28).

Tale approccio, che ha una ancor limitata base scientifica e propone una limitante semplificazione concettuale che ha soprattutto valenza pianificatoria (Franco, 2004), prevede che la rete ecologica sia costituita da *core areas*, *buffer zones* ed *ecological corridors* (Jongman, cit.). Le prime rappresentano le aree più ricche di biodiversità, in genere già sottoposte a vincolo, che necessitano di essere collegate tra loro da corridoi ecologici, cioè da elementi del paesaggio che permeano lo stesso mantenendo o ricostituendo la connettività naturale (*ibid*.); le *buffer zones* sono invece fasce di rispetto, intorno alle aree da proteggere, che svolgono essenzialmente la funzione di filtro, creando dei gradienti ambientali tra interno ed esterno della *core area*. Tuttavia, se lo scopo è quello di conservare la biodiversità, la rete ecologica non può gravitare solo intorno alle aree protette (Franco; 2004); d'altra parte, la stessa ecologia del paesaggio propone un concetto di rete ecologica con una valenza più ampia, facendo riferimento a tutto il territorio, all'intero paesaggio.
Secondo Franco (cit.; p. 43)

un sistema di ecotopi dello stesso tipo connessi tra loro costituisce una rete

tale generica definizione si fonda sul concetto ecologico di connettività che assume prima di tutto un valore funzionale, ecosistemico, che non presuppone necessariamente la connessione fisica degli ecotopi (si pensi per esempio agli *stepping stones*)[1]. Forman (1995; p. 254) afferma che in generale

corridoi dello stesso tipo si intersecano [fisicamente] per formare una rete

Nell'ecologia del paesaggio si fa riferimento essenzialmente alle reti ecologiche costituite da elementi naturali di vegetazione, spontanei e non (siepi campestri, fasce boscate ripariali, boschi, ecc..). Nodi (macchie) e connessioni (corridoi) costituiscono insieme una rete a maglia più o meno larga che si sovrappone alla matrice, rappresentata dalle colture agricole o dalle aree urbane; i nodi possono essere collocati nei punti di intersezione dei corridoi oppure lungo gli stessi. Il concetto di 'rete' deriva dall'aspetto che tale sistema ambientale assumerebbe se si osservasse il territorio dall'alto (*ibid*.) (Figura 2.7).
Le reti ecologiche più diffuse nei paesaggi rurali frammentati dell'Europa Occidentale sono "dendritiche" o "rettilinee" (Forman, 1995). Nel primo caso si tratta in genere di reti create da fenomeni di erosione o deposizione idrica, caratterizzate da una pronunciata direzionalità dei singoli corridoi (che spesso presentano corsi d'acqua interni), convergenti e divergenti. Più

[1] In tal senso, McCollin (2004), contrariamente a Forman (1995), fa coincidere il concetto di "corridoio" con quello di "conduttore": in tal modo il corridoio assume un valore prima di tutto funzionale. Egli infatti definisce corridoio "un elemento spaziale lineare, un fenomeno naturale o un processo che facilita la connessione tra habitat isolati" (ivi; p.79).

comuni sono invece le reti ecologiche "rettilinee" caratterizzate da corridoi diritti (in genere siepi campestri, frangivento e fasce boscate) e angoli di intersezione più o meno retti; si pensi al classico paesaggio a *bocage* della campagna francese oppure ai sistemi di siepi campestri della pianura veneta, spesso relitti delle geometriche sistemazioni fondiarie romane o benedettine. In alcuni casi poi, le siepi rappresentano i confini di antichi boschi oppure seguono le curve di livello assumendo così un andamento curvilineo che determina reti "ondulate".

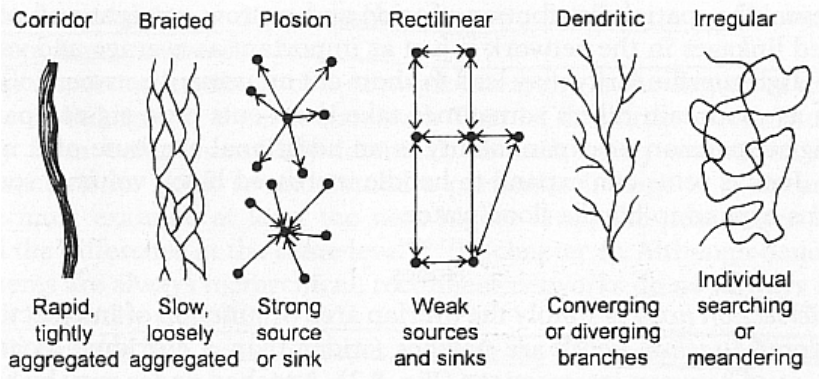


Fig. 2.7 – Corridoi e reti formate da diverse forze o tipi di movimento. (Forman, cit.; p.256)

Le reti ecologiche svolgono tre funzioni principali (*ibid.*) (Figura 2.8):

1. habitat per specie animali e vegetali selvatiche. Essendo i corridoi arborei assimilabili dal punto di vista ecologico alle aree periferiche dei boschi, tale funzione interessa soprattutto le cosiddette specie di margine. La ricchezza di specie all'interno della rete complessiva varia in funzione delle caratteristiche strutturali e funzionali dei corridoi e dei nodi nonché della rete stessa; d'altra parte, la varietà specifica cambia anche all'interno della rete dove i punti più ricchi di biodiversità coincidono con i nodi ("effetto intersezione") (*ibid.*).

2. condotto per flussi di elementi biotici e abiotici lungo i corridoi. Il movimento delle specie all'interno della rete dipende prima di tutto dalla qualità dei corridoi a sua volta legata all'eterogeneità degli habitat in essi presenti e ad eventuali fattori di disturbo (interruzioni o *gap*, usi del suolo nella matrice circostante sfavorevoli al movimento degli organismi ecc..), dalla distanza tra i nodi e dalle loro dimensioni. D'altra parte, la densità di corridoi[1], la densità di collegamenti[2] e la complessità generale della rete (combinazione di connettività[3] e di circuitabilità[4]) influiscono ulteriormente sul movimento degli organismi (*ibid.*).

[1] Densità di corridoi (*corridor density*): lunghezza totale dei corridoi per area unitaria (Forman, 1995).
[2] Densità di collegamenti (*linkage density*): numero medio di corridoi attaccati a un nodo (*ibid.*).
[3] Connetività della rete (*network connectivity*): grado di connessione dei nodi; è un valore compreso tra 0 e 1, inversamente proporzionale al numero di connessioni ancora necessarie per avere un sistema completamente connesso (*ibid.*).
[4] Circuitabilità della rete (*network circuitry*): proprietà associata alla presenza di circuiti e intersezioni che consentono ai singoli individui di poter scegliere tra diverse alternative possibili il tragitto secondo cui muoversi all'interno della rete (*ibid.*).

3. barriera per i flussi tra diverse parti della matrice o diverse macchie. Tale funzione interessa soprattutto le specie di matrice ed è tanto più accentuata quanto maggiore è la densità di corridoi (*ibid.*).

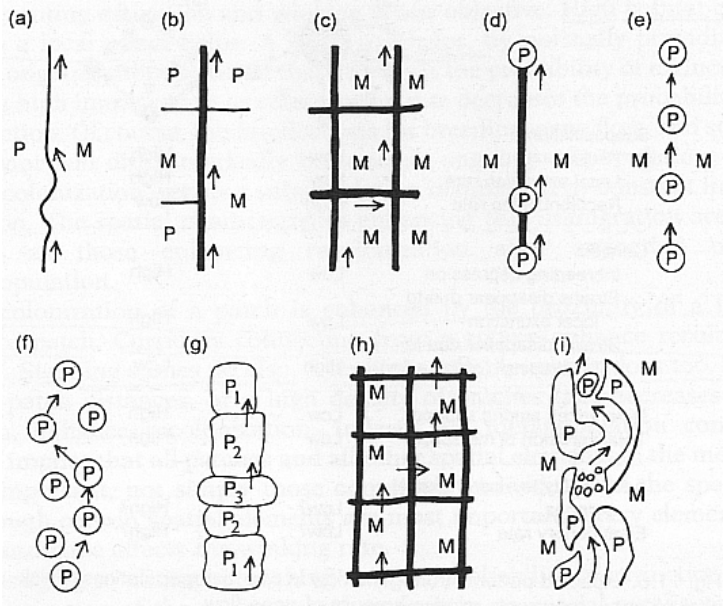


Fig. 2.8 – Comuni arrangiamenti spaziali attraverso i quali probabilmente avviene la maggior parte dei movimenti delle specie. P = macchia; M = matrice; linea sottile = confine; linea spessa = corridoio.
(Forman, 1995; p.387)

Negli ultimi 10-15 anni, sono emerse varie critiche al concetto di rete ecologica; tra queste, la difficoltà di dimostrare sperimentalmente e quindi di

garantire con ragionevole sicurezza che i canali tutelati dalla rete siano effettivamente usati e che si attivino o riattivino i flussi auspicati (Gambino, 2004; p. 29).

Mancano evidenze empiriche che dimostrino il movimento delle specie all'interno delle reti ecologiche e quindi l'utilità delle stesse nella conservazione della biodiversità (Forman, cit.; Franco, 2004).

Il termine corridoio e lo stesso concetto di rete ecologica, è spesso riferito agli elementi lineari del paesaggio, sia che svolgano effettivamente la funzione di corridoi, peraltro difficilmente dimostrabile, sia che facciano parte di una rete individuata con un criterio esclusivamente geometrico (McCollin & Jackson, 2004), valido per i principi dell'architettura del paesaggio, ma non per quelli dell'ecologia in generale, e dell'ecologia del paesaggio in particolare. (Sitzia, 2004b; p.3)

2.4.1 Ruolo delle reti ecologiche per le specie erbacee nemorali

Come già visto, uno dei limiti della teoria delle reti ecologiche è la carenza di dimostrazioni empiriche del movimento delle specie attraverso il sistema reticolare complessivo del paesaggio; d'altra parte, Sitzia (2004b; p.10) evidenzia come

il termine "corridoio" è spesso erroneamente attribuito a qualunque habitat lineare pur implicando una specifica funzione che può o meno essere posseduta da un habitat lineare […].

In sintesi, il corridoio dovrebbe assolvere alle seguenti funzioni per potersi definire tale (Dawson 1994, Dover 2000):

i. *consentire alle popolazioni di evitare un evento che condurrebbe all'estinzione, o di ricolonizzare una patch dopo l'estinzione locale della popolazione ivi residente prima di un evento catastrofico;*
ii. *consentire movimenti tra patch che favoriscono il soddisfacimento di tutte le esigenze a livello di habitat (ad esempio quando una specie ha aree minime vitali molto ampie, o aree diverse forniscono risorse diverse);*
iii. *facilitare le migrazioni stagionali;*
iv. *favorire il flusso genico tra popolazioni o subpopolazioni, evitando il raggiungimento di eccessive quote di inbreeding.*

Varie osservazioni confermano l'incapacità per molte specie di muoversi attraverso la matrice (quando caratterizzata da usi agricoli intensivi o superfici urbane); d'altra parte, per molte specie, soprattutto animali, si sa per certo che esse utilizzano anche i corridoi per spostarsi nel territorio, ma non si sa se i corridoi contribuiscano realmente ad accelerarne gli spostamenti assumendo così un ruolo fondamentale nelle dinamiche delle popolazioni (Forman, 1995). Ancora pochi sono invece gli studi che confermano il movimento delle piante vascolari lungo i corridoi boscati (Forman, cit.; Sitzia, 2004a, 2004b) (Figura 2.9); in tal senso, va sottolineato che, essendo le piante sessili, qualsiasi posto in cui vengono rinvenute deve essere, per definizione, un habitat: in altre parole, un corridoio può consentire il movimento delle piante solo se abitabile[1] e quindi idoneo alla permanenza per lunghi periodi (McCollin & Jackson, 2004).

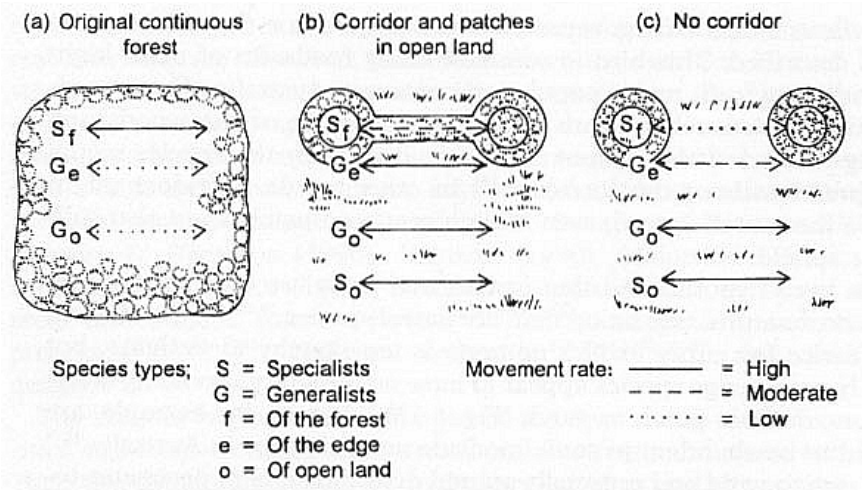


Fig. 2.9 – Velocità di movimento di specie forestali e non, con distinzione tra "specialisti" e "generalisti", all'interno del paesaggio. Le macchie in (b) e (c) hanno ambienti di interno e di margine. (Forman, 1995; p.205)

[1] Gli animali possono utilizzare un corridoio anche se non abitabile, magari per spostarsi tra due habitat idonei (McCollin & Jackson, 2004; Forman, cit.; Sitzia, cit.).

Le specie erbacee nemorali (o forestali)[1] 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, 2004b; p.54) 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 (*ibid*.). Anche per *Aegopodium podagraria* è da tempo conosciuto un comportamento ambiguo nella distribuzione (Bates, in Sitzia, 2004b; 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.

La colonizzazione di nuovi siti da parte delle piante erbacee forestali può avvenire per propagazione vegetativa e/o produzione di seme con successiva dispersione dello stesso (Bossuyt *et al.*, 1999); le forme più comuni di dispersione dei semi nelle piante forestali[2] sono anemocoria, zoocoria[3] e mirmecocoria (Hermy *et al*., 1999; Corbit *et al*., 1999; McCollin *et al*., 2000). Sebbene si tratti di un aspetto ancora poco conosciuto, è improbabile che la diffusione dei semi avvenga spontaneamente secondo direzioni preferenziali; tuttavia, essa può diventare direzionale (per esempio, lungo una siepe) quando entrano in gioco gli animali che trasportano i semi per ingestione o attaccati sul proprio corpo (McCollin & Jackson, 2004). D'altra parte, a seconda delle diverse modalità e degli agenti che entrano in gioco, la dispersione può avvenire su brevi distanze oppure, meno frequentemente, su lunghe distanze con movimento a *stepping stones* (Forman, 1995; McCollin *et al*., cit.): in questo caso i semi possono raggiungere anche habitat lontani superando eventuali *gap* presenti nel paesaggio. Infine, è utile sottolineare che, perché ci sia effettiva colonizzazione, i propaguli devono

[1] Il termine "nemorale" e "forestale" sono stati usati indifferentemente, attribuendo loro lo stesso significato, anche se, forse, nel linguaggio corrente italiano, il primo è più appropriato.

[2] Le forme di dispersione dei semi si possono distinguere in: zoocora (attraverso gli animali), anemocora (attraverso il vento), idrocora (attraverso l'acqua), mirmecocora (attraverso le formiche), aspecifica (barocora/autocora), sconosciuta. (McCollin *et al*., 2000)

[3] Si distingue tra endozoocoria (trasporto per ingestione) ed epizoocoria (trasporto sulla superficie del corpo grazie a strutture adesive del seme).

trovare anche condizioni idonee alla germinazione e allo sviluppo (Bossuyt *et al.*, cit.; McCollin & Jackson, cit.).

Diversi studi (Bossuyt *et al.*, cit.; Hermy *et al.*, cit.; McCollin & Jackson, cit.) mettono in evidenza come il movimento delle piante erbacee forestali sia in genere molto lento con valori che nella zona temperata variano da 0,0 a 5,5 m/anno e che per varie specie sono di molto inferiori a 1,0 m/anno. Per le specie *Anemone nemorosa*, *Lamium galeobdolon*, *Convallaria majalis* e *Polygonatum multiflorum* Brunet & Oheimb (1998) riportano un tasso di migrazione basato sulla massima copertura nel bosco recente variabile da 0.00 a 1.00 m y^{-1} (mediana 0.30), mentre in base all'individuo più lontano da 0.00 a 1.25 m y^{-1} (mediana 0.53).

In generale la velocità di colonizzazione risulta comunque connessa alla modalità di dispersione con valori tali per cui endozoocoria > epizoocoria >> anemocoria ≥ mirmecocoria ≥ autocoria (Matlack, 1994; Bossuyt *et al.*, 1999). A tal proposito, per quanto riguarda l'anemocoria occorre sottolineare che, sebbene il meccanismo garantisca di per sé lunghe distanze di dispersione in ambiente aperto, nel caso delle piante erbacee nemorali esso è limitato dalle ridotte velocità del vento all'interno delle coperture forestali (Matlack, cit.). Ciò è stato confermato empiricamente (ivi) e da Takahashi & Kamitani (2004) che hanno rilevato migrazioni lente da boschi relitti a boschi recenti in specie a dispersione anemocora.

La propagazione vegetativa sembra invece non avere un'influenza significativa sulla capacità di colonizzazione soprattutto in confronto alle dimensioni del seme e al sistema di dispersione (Matlack, cit.; Bossuyt *et al.*, cit.).

Oggi nei paesaggi frammentati dell'Europa Occidentale le specie erbacee forestali sopravvivono essenzialmente all'interno delle macchie boscate relitte di maggiori dimensioni[1], 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; p.229) evidenzia come l'effetto margine non comporti necessariamente una riduzione del numero di

[1] Le liste di specie confinate ad antichi boschi sono valide solo per l'area di studio, mentre altrove queste possono crescere anche in boschi di recente impianto o in ambienti aperti (Peterken in Sitzia, 2004b).

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 cosicchè 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, 2004b) 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 specie erbacee forestali possono muoversi da un bosco ad una vicina siepe secondo le diverse modalità di colonizzazione già descritte; talvolta però, le specie nemorali rinvenute nelle siepi *remnant* costituiscono popolazioni relitte sopravvissute per decenni o secoli alla distruzione del bosco (Peterken & Game, 1981; Forman, 1995; Corbit *et al.*, 1999; McCollin *et al*., 2000; Sitzia, 2004b). La presenza di tali popolazioni relitte sembra dimostrare che le siepi rappresentano un habitat idoneo anche alle specie nemorali e possono esse stesse fungere da sorgente per la diffusione di nuovi individui verso siepi o macchie vicine impoverite da estinzioni locali. A tal proposito però, McCollin *et al*. (*ibid*.) rilevano che le piante nemorali possono essere sopravvissute all'interno delle siepi dopo l'eliminazione del bosco solo perché erbe perenni[1] di lunga durata; la loro presenza quindi, non conferma necessariamente la capacità di riprodursi e, di conseguenza, non può essere considerata una sicura dimostrazione dell'abitabilità delle siepi né della capacità delle popolazioni relitte di fungere da sorgente di

[1] In uno studio condotto da Boutin *et al.* (2002) in un paesaggio frammentato del Quebec, il 70% delle specie erbacee rinvenute nelle siepi risulta costituito da piante perenni.

nuovi individui colonizzatori (*ibid*.). Di fatto, i cambiamenti climatici intervenuti nel frattempo (dalla distruzione del bosco) possono impedire la produzione di buon seme (*ibid*.); d'altra parte, la frequente dipendenza dalla propagazione vegetativa o dalla mirmecocoria rende le *interior species* poveri colonizzatori (Bossuyt *et al*., 1999; McCollin *et al*., cit.) mentre la maggior concentrazione di nutrienti nel suolo[1] (dovuta alle colture agricole limitrofe) può ostacolare l'insediamento in nuovi siti (*ibid*.).

Numerose sono le caratteristiche delle siepi campestri che manifestano una relazione con la presenza di specie nemorali.

Corbit *et al*. (1999) suggeriscono che le siepi collegate ad un bosco *remnant* (e quindi possibile *source*) siano più ricche di specie nemorali rispetto alle siepi isolate presenti nello stesso contesto paesaggistico; d'altra parte, le piante forestali presenti nelle siepi isolate o appartengono a popolazioni relitte o vi sono giunte grazie alla dispersione su lunga distanza.

Diversi studi (Forman, 1995; Corbit *et al*., cit.; McCollin *et al*., 2000) mettono poi in evidenza come lungo i corridoi arborei collegati ad un bosco *remnant* si manifesti in genere un gradiente molto importante: il numero di specie nemorali o la loro copertura complessiva diminuiscono con l'aumentare della distanza dalla macchia. In una ricerca citata da Forman (*ibid*.; p.151), svoltasi nella Boemia Centrale (Repubblica Ceca) su un sistema di siepi, tre quarti delle 41 specie di piante forestali presenti risultano limitate entro i 200 m dal bosco. Allo stesso modo, anche Peterken & Game (1981), Matlack (1994) e Bossuyt *et al*. (1999) rilevano una significativa correlazione negativa tra distanza dall'antica foresta e copertura e/o numero di specie erbacee nemorali.

Nello studio condotto da Corbit *et al*. (1999), la composizione floristica delle siepi attaccate a macchie relitte risulta essere molto simile a quella del bosco adiacente; anche in questo caso però, tale analogia diminuisce con la distanza dalla macchia. Nel caso di siepi isolate invece, la somiglianza non risulta significativa e non esprime alcuna relazione con la loro distanza dal bosco. Nello stesso studio inoltre, le varie modalità di dispersione dei semi delle piante erbacee nemorali non si manifestano secondo proporzioni molto diverse tra i boschi e le siepi così come tra i corridoi arborei isolati e quelli attaccati ad una macchia. Infine, nonostante la contiguità con un'area sorgente possa sembrare importante soprattutto per le specie che presentano una limitata capacità di dispersione (cioè su brevi distanze), queste comunque non risultano sottorappresentate nelle siepi.

Secondo Corbit *et al*. (ivi), la diminuzione della ricchezza di specie nemorali e della somiglianza in termini di composizione floristica con l'aumentare della distanza dalla

[1] In particolare i fosfati che rendono inospitali le siepi oppure favoriscono lo sviluppo di specie molto competitive che tendono ad escludere le "interior species" forestali. (McCollin *et al*., 2000)

macchia indica che c'è dispersione di semi dalla popolazione sorgente presente nel bosco e che le siepi attaccate agiscono come corridoi. Tali gradienti tuttavia, potrebbero essere dovuti ad una progressiva diminuzione della qualità dell'habitat rappresentato dalla siepe piuttosto che a fattori limitanti per la dispersione (Corbit *et al*., cit.; Bossuyt *et al.*, 1999). A tal proposito, Forman (in Corbit *et al*., cit.; p.229) evidenzia come in uno studio eseguito nel New Jersey (USA), in un paesaggio rurale a "campi aperti", in genere le specie nemorali non si spingano oltre i 50 m dal bosco: egli attribuisce tale fenomeno al cambiamento del microclima che si manifesta all'interno delle siepi attaccate e che, probabilmente per il venir meno dell'influenza della macchia, ad un certo punto cambia rendendo le siepi poco ospitali.
Altri aspetti importanti correlati con la presenza di specie nemorali sono l'età e la storia della siepe. Come già visto, i corridoi arborei *remnant* possono ospitare popolazioni antiche originariamente presenti nel bosco dissodato; d'altra parte, dal punto di vista microclimatico, edafico e strutturale essi sono in genere molto più simili al margine dei boschi relitti rispetto alle siepi rigeneratesi più o meno recentemente. Queste ultime infatti, si sviluppano su superfici precedentemente disboscate, dissodate ed utilizzate per secoli o decenni a scopo agricolo. I suoli agrari richiedono secoli per evolversi a suoli forestali, così come la composizione floristica e la struttura impiegano molto tempo per maturare, con tutta una serie di conseguenze sul microclima e sulla lettiera: ciò può tradursi in un rallentamento dei processi di colonizzazione delle specie erbacee forestali nemorali, anche per la temporanea maggiore capacità competitiva di altre specie nitrofile o ruderali (talvolta pioniere, con elevati valori di Ellenberg per la luce) tipiche degli ambienti di ecotono (Bossuyt *et al.*, 1999). Diverse ricerche evidenziano come numerose specie forestali siano molto più comuni nelle siepi antiche che non in quelle di più recente formazione (Pollard in Corbit *at al*., 1999; p.221; Peterken & Game, 1981). Bossuyt *et al*. (*ibid*.) individuano una significativa correlazione positiva tra l'età del bosco e il numero di specie nemorali nonché tra età della macchia e copertura delle stesse, soprattutto delle piante la cui dispersione è affidata alle formiche; la correlazione diventa negativa se invece dell'età del bosco si considera la durata delle utilizzazioni agricole. A tal proposito, Forman (1995; p.374) evidenzia come la ricolonizzazione di nuove macchie da parte delle piante forestali sia in genere così lenta che gli stessi boschi secondari rigeneratisi già in epoca medievale sono floristicamente più poveri delle antiche foreste primarie che esistono da epoche immemorabili. Similmente, varie osservazioni svolte nell'Area Naturalistica di Villaverla (VI) nel corso della ricerca finalizzata al presente studio, testimoniano l'assenza di *Polygonatum multiflorum* e *Mercurialis perennis* in tutti gli impianti di riforestazione, anche nei primi (realizzati nel 1988), nonostante la loro

perfetta contiguità con antiche siepi campestri relitte che invece presentano molti individui delle specie citate e che quindi potrebbero agire da *source*.

Corbit *et al.* (1999) non evidenziano invece differenze particolari, in termini di ricchezza e copertura complessiva di specie forestali nemorali, tra siepi *remnant* e *regenerated* attaccate alle macchie. Essi sostengono che la sorprendente frequenza delle *interior species* rilevata nelle siepi rigenerate sia un'ulteriore prova dei processi di colonizzazione avvenuti a partire dalla macchia adiacente (come dimostrato anche dalla somiglianza della composizione floristica) che invece nelle siepi relitte possono venire nascosti dalla presenza di popolazioni antiche residuali.

Anche la diversa origine delle siepi può avere importanti conseguenze sulla loro composizione floristica (Boutin *et al.*, 2002; Forman & Baudry in Sitzia, 2004b, p.18).

I corridoi arborei piantati dall'uomo presentano una maggiore densità di specie erbacee rispetto ai corridoi arborei naturali; questi ultimi tuttavia, sono complessivamente più ricchi di specie (*ibid.*). D'altra parte, le siepi piantate presentano un maggior numero di piante erbacee introdotte e di entità annuali o biennali invasive; esse inoltre sono più omogenee in termini di composizione floristica (Boutin *et al.*, cit.). Le siepi naturali invece, sono più ricche di specie erbacee perenni e talvolta ospitano *taxa* rari, tipici di ambienti umidi o strettamente forestali, risultando quindi molto importanti per la conservazione della biodiversità (*ibid.*). È interessante notare che le siepi naturali studiate da Corbit *et al.* (ivi) erano prevalentemente siepi ricostituitesi spontaneamente in tempi relativamente recenti e quindi ancora edificate da specie arboree pioniere.

Un ulteriore fattore che sembra influire sulla funzionalità dei corridoi arborei è rappresentato dalla larghezza degli stessi (Noss in Corbit *et al.*, 1999, p.221; Forman, 1995): la presenza di *interior species* all'interno delle siepi aumenterebbe con l'incremento della loro larghezza data la maggiore possibilità di avere un ambiente interno con microclima simile a quello del bosco (Forman, cit.; Antonaroli, 1999). Forman (1995) ritiene inoltre che nei corridoi più larghi le specie nemorali siano più frequenti nella parte centrale degli stessi. Nel già citato studio eseguito nel New Jersey (ivi; p.195), la ricchezza di specie forestali nemorali nelle siepi campestri tende ad aumentare variando la larghezza da 4 a 12 m, limitandosi a rari individui al di sotto dei 4 m; nelle siepi larghe da 8 a 12 m, il 10% delle specie erbacee sarebbe rappresentato da *interior species.* A tal proposito Baudry (in Sitzia, 2004b; p.16) riporta che la riduzione del numero di specie forestali con la distanza dai boschi è statisticamente significativa solo nelle siepi aventi larghezza superiore a 8 m.

Corbit *et al*. (1999) non rivelano invece nessuna relazione significativa tra la larghezza delle siepi e la loro ricchezza di specie nemorali, né tra larghezza e copertura di specie nemorali, né infine, tra larghezza e somiglianza floristica al bosco adiacente. Va però sottolineato come gli stessi ricercatori giustifichino questi e altri risultati (vedi sopra), nettamente contrastanti con quelli delle altre ricerche (anche considerando che si fa riferimento a siepi larghe in genere 5-7 m), mettendo in evidenza come l'area di studio considerata sia molto diversa dai paesaggi agrari fortemente compromessi dell'Europa. Sono ancora presenti vaste foreste primarie, numerose siepi relitte e siepi rigeneratesi spontaneamente già mature e poco utilizzate dall'uomo, mentre le pratiche agricole, cominciate non più di 200 anni fa, sono già cessate nella maggior parte dei terreni. La maggior parte delle siepi analizzate erano direttamente connesse a boschi relitti e la distanza delle siepi collegate dalle rispettive macchie era sempre inferiore ai 90 m; anche quelle isolate distavano tra i 100 e i 500 m.

Forman (1995) e Matlack (in Corbit *et al.*, 1999; p.221) ritengono che anche l'orientamento dei corridoi influisca sulla loro composizione specifica, e quindi sull'eventuale presenza di piante forestali nemorali, dato il diverso ombreggiamento ed i conseguenti effetti sul microclima. Anche in questo caso però, Corbit *et al*. (*ibid*.) non evidenziano alcuna relazione significativa.

Infine, non si può trascurare l'elemento antropico (Boutin *et al.*, 2002; Sitzia, 2004a): lo sfruttamento delle siepi da parte dell'uomo per la produzione di legname era in passato piuttosto comune ed in genere continua ancor oggi; esso può essere più o meno intenso ma in ogni caso comporta una riduzione seppur temporanea della copertura arborea e/o arbustiva che nelle siepi, più ancora che nei boschi, può determinare importanti conseguenze sul microclima e quindi sulla loro capacità di ospitare specie nemorali nonché di agire come corridoi per il movimento delle stesse all'interno del paesaggio. D'altra parte, è probabile che molte siepi antiche abbiano perso nel corso della loro storia importanti popolazioni relitte proprio a causa delle utilizzazioni da parte dell'uomo (Corbit *et al*.,cit.).

Infine, McCollin & Jackson (2004) e Sitzia (2004a) evidenziano come, nel valutare la funzionalità di un corridoio, sia necessario considerare anche l'uso del suolo nella matrice adiacente; pesticidi e fertilizzanti utilizzati per le colture agricole possono alterare la composizione floristica delle siepi campestri (Boutin *et al.*, 2002). D'altra parte, la funzionalità dei corridoi dipende notevolmente anche dalla struttura complessiva del paesaggio (Forman, 1995; Sitzia, 2004b) ed in particolare dalle dimensioni della maglia della rete costituita dai vari elementi lineari (Figura 2.10), nonché dalla forma delle *enclosures* (singole aree della matrice racchiuse nella maglia).

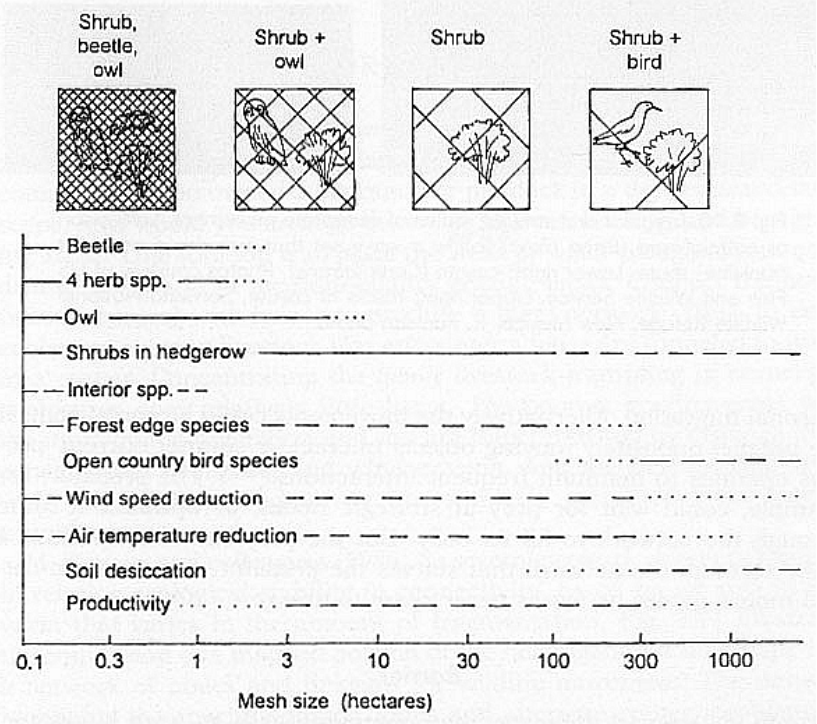


Fig. 2.10 – Specie e processi in relazione alla dimensione della maglia della rete. Dimensione della maglia = area media dei campi nella parte nord-occidentale della Francia; asse orizzontale logaritmico. Linea continua = risultati osservati; linea tratteggiata = ipotesi; linea punteggiata = range entro il quale il fenomeno si esaurisce. (Forman, 1995; p.268)

A tal proposito, alcune osservazioni finalizzate al presente studio, eseguite presso le sorgenti del Sile (PD-TV) ed il bosco di Dueville (VI), hanno permesso di individuare caratteristici e ormai rari sistemi agroforestali a "campi chiusi" tipici delle aree di risorgiva in cui le antiche siepi, connesse tra loro a costituire una rete a maglia stretta e priva di macchie *remnant*, presentano una copertura di *Polygonatum multiflorum* molto più elevata di quella normalmente riscontrata presso altre siepi in paesaggi agrari a "campi aperti"; tale copertura sorprende anche per la ridotta larghezza dei corridoi arborei in questione. Inoltre, và sottolineato come in tali ambienti il *Polygonatum multiflorum* si spinga anche nella matrice adiacente le siepi (rappresentata da prati umidi sottoposti a sfalcio periodico) e sia frequente anche in stazioni a copertura arborea rada. Pur non escludendo l'importanza locale dell'effetto climatico delle risorgive, le ridotte dimensioni della maglia della rete sembrerebbero in questo caso avere un effetto positivo sul microclima locale consentendo alla specie, tipicamente nemorale, di sopravvivere anche in corridoi arborei di limitata ampiezza.

Concludendo, si riportano le parole di McCollin & Jackson (2004; p. 82):

La dispersione è sempre più riconosciuta come un importante processo per le popolazioni ed è logico per gli ecologi guardare alle siepi come elementi che provvedono a tale funzione per le popolazioni di piante forestali. Tuttavia, finora l'evidenza è stata equivoca. Ci sono coloro che, sulla base della somiglianza floristica tra foresta e siepe, suggeriscono che gli elementi lineari agiscano come corridoi per le piante (per esempio, Corbit et al., 1999; Tikka et al., 1999) e quelli che (più realisticamente, secondo me) sono più cauti e riconoscono che, anche se le siepi possono agire come corridoi per alcune specie, esse agiscono probabilmente come filtri selettivi (McCollin et al., 2000; de Blois et al., 2002).

3. LA PIANURA VENETA

3.1 Geografia

La pianura veneta rappresenta insieme all'appendice friulana la parte nord-orientale della Pianura Padana; presenta una superficie complessiva di 103.667 Km^2 costituendo così il 56,4% della superficie regionale (Regione del Veneto, 1998).

La pianura veneta si protrae dalle pendici delle Prealpi, che con vari contrafforti (es. Baldo, Lessini, Pasubio e Grappa) e vasti altipiani (es. Asiago e Cansiglio) su di essa si ergono, fino al Mare Adriatico, dove lunghi lidi sabbiosi e antiche dune talvolta lasciano il posto a vasti ambienti umidi litoranei rappresentati da lagune (es. Laguna di Venezia) e stagni costieri arginati (es. Valli di Caorle e Bibione) nonché dalle foci dei fiumi tra cui spicca l'ampia area deltizia del Po nella parte più meridionale (*ibid*.).

Di fatto oggi la pianura veneta si presenta come una piatta distesa di terreni agricoli di origine fluvio-glaciale ed alluvionale dove l'originario andamento lievemente ondulato del suolo (le cosiddette "motte", "mutere" o "muteroni") permane solo in piccole tracce (es. area archeologica di Altino e dintorni di Portobuffolé) nonché nei nomi di alcuni paesi (es. Motta di Livenza, Motte di Sotto, Mottinello Nuovo, Motte…), essendo stato cancellato dagli spianamenti, dalle livellazioni e dalle sistemazioni agrarie che da millenni modellano questo territorio (Zanetti, 1985). In realtà, la piatta vastità della pianura è interrotta nell'area centrale dal complesso dei Colli Euganei e dei Monti Berici che, insieme alle colline moreniche che preannunciano le Prealpi, arricchiscono l'altrimenti monotono paesaggio padano ed introducono elementi climatici ed ambientali particolarissimi. Va inoltre sottolineato che vaste superfici di bassa pianura stanno sotto il livello del mare essendo state acquisite all'agricoltura soltanto grazie a poderosi interventi bonificatori (ivi; p. 21).

In ultima analisi, non si può dimenticare il fitto reticolo di corsi d'acqua che si sviluppa su tutto il territorio considerato; esso è costituito da fiumi di notevole importanza come il Po, l'Adige, il Brenta, il Piave, il Sile ed il Livenza cui si aggiungono i numerosissimi canali artificiali scavati dall'uomo per l'irrigazione e le bonifiche.

La pianura veneta, e le lagune costiere che la caratterizzano, è una formazione relativamente recente in termini geologici; essa si è generata nel corso del Quaternario, cioè negli ultimi 2 milioni di anni (*ibid*.), principalmente ad opera dei fiumi alpini che con le loro fiumane hanno trasportato a valle enormi quantità di sedimenti strappati ai monti dall'azione erosiva degli antichi ghiacciai (Bracco *et al.*, 2001).

Di fatto è proprio quella potenza distruttrice dei fiumi che l'uomo teme, la forza che ha costruito e modellato nei millenni questo territorio.

3.2 Caratteristiche lito-pedologiche

Considerando le origini geologiche, è inevitabile che il territorio di pianura non sia perfettamente omogeneo in termini litologici; si possono distinguere infatti una "alta pianura" ed una "bassa pianura" con caratteri peculiari.

L'alta pianura è la fascia più prossima ai rilievi: essa comincia alla base degli stessi nel punto di rottura di pendenza dei corsi fluviali, cioè il punto in cui si ha una forte diminuzione della pendenza e quindi anche della capacità di trasporto dei fiumi che da qui in poi cominciano a depositare tutti i materiali più grossolani come ciottoli, ghiaie e rare sabbie. Successivamente, man mano che la pendenza diminuisce ulteriormente, i fiumi cominciano a depositare anche i materiali più fini sabbiosi e limoso/argillosi che sono invece i componenti fondamentali della bassa pianura (Muscio *et al.*, 2001). In realtà i fenomeni naturali non sono così schematici come illustrato; infatti, fasi alluvionali di grande intensità possono portare alla deposizione di materiale grossolano nella bassa pianura così come in periodi di forte magra i fiumi possono depositare sedimenti molto fini anche nell'alta pianura (*ibid*.). Se si facesse una sezione verticale del territorio considerato si vedrebbe quindi un alternarsi di livelli permeabili di materiale grossolano e di livelli impermeabili di sedimenti a granulometria minuta con crescente presenza di questi ultimi man mano che ci si allontana dai rilievi. Tutto ciò è fondamentale nel determinare le caratteristiche del sistema idrologico sotterraneo e superficiale e sta alla base di importanti fenomeni, primo fra tutti quello delle risorgive. L'emergenza delle acque di risorgiva, peraltro oggi molto meno intensa che in passato a causa dell'attività antropica, interessa tutta la fascia di transizione tra alta e bassa pianura; in corrispondenza delle risorgive si manifestano caratteri ambientali che costituiscono biotopi unici e proprio dalle risorgive hanno origine numerosi fiumi alcuni dei quali (es. Bacchiglione, Sile, Zero, Dese ecc..) rappresentano elementi importanti dell'ambiente ma anche della cultura veneta.

L'alta pianura si trova ad una quota media di circa 70 m s.l.m. (in genere, comunque superiore ai 20 metri) salendo dolcemente con un gradiente inferiore al 2% sino a raggiungere le falde dei rilievi: essa si sviluppa con continuità dal fiume Livenza alle pendici dei M.ti Lessini, dove si restringe fino a scomparire, per poi ricomparire nell'area circostante l'anfiteatro morenico del Garda (Regione del Veneto, 1997). Va sottolineato come la presenza di uno

spesso 'materasso' drenante costituito da ciottoli e ghiaie renda l'alta pianura tendenzialmente xerica come testimoniato anche dalla scarsità del reticolo idrografico che, a parte i fiumi alpini, è costituito da pochi corsi d'acqua a carattere stagionale. I grandi fiumi (Adige, Brenta, Piave, Astico e Mincio) sono invece permanenti ed incidono nel primo tratto i loro stessi depositi per poi espandersi in ampi letti ghiaiosi e sabbiosi il cui aspetto varia nel tempo in funzione del regime dei corsi d'acqua (*ibid*.).

La bassa pianura presenta un bassissimo gradiente altimetrico, sempre inferiore all'1%, unitamente a quote molto ridotte, con un valore medio di circa 15 m s.l.m. (*ibid*.). In seguito alla presenza di sedimenti fini e quindi alla bassa permeabilità dei terreni, essa ospita un reticolo idrografico molto sviluppato, con corsi d'acqua permanenti, alimentato anche dalle acque emergenti lungo la fascia delle risorgive; la presenza di questa ricca idrografia superficiale unitamente alle numerose falde sotterranee, in genere poco profonde o quasi superficiali, garantisce una notevole disponibilità idrica che sta alla base dell'intenso sfruttamento agricolo e dell'elevata densità abitativa (*ibid*.).

Stanti le particolari caratteristiche geologiche dei rilievi presenti nei bacini oroidrografici dei grandi fiumi alpini che hanno edificato la pianura veneta, i sedimenti fluvio-glaciali ed alluvionali che la compongono sono prevalentemente di natura calcareo-dolomitica (Zanetti, 1985). Ciò influisce anche sulle caratteristiche dei suoli che in genere manifestano una reazione neutra o subalcalina con elevato contenuto in carbonati (Regione del Veneto, 1997).

Nell'alta pianura prevalgono suoli sciolti a tessitura moderatamente grossolana o media con scarso sviluppo della struttura ed elevata permeabilità anche se non mancano suoli bruni sui depositi alluvionali antichi terrazzati (Regione del Veneto, cit.). Nella bassa pianura invece, prevalgono suoli a tessitura fine o medio-fine con buon sviluppo della struttura e ridotta permeabilità (*ibid*.); molto diffusi sono i terreni prevalentemente argillosi di antica alluvione (es. triangolo Loncon-Summaga-Pramaggiore; area Marcon-Quarto d'Altino, fascia Noale-Martellago, …) così come i terreni di antico fondo lagunare e palustre, prevalentemente limosi o limoso-sabbiosi, ma anche umiferi e torbosi, presenti soprattutto nelle aree di bonifica antica o recente (es. Polesine, aree a nord delle attuali Valli di Caorle..) (Zanetti, cit.).

3.3 Clima

La pianura veneta presenta un clima subcontinentale temperato caldo che risente della presenza del Mare Adriatico e lungo la fascia litoranea diventa submediterraneo (Figura 3.1-3.2). Gli inverni sono rigidi, le estati piuttosto calde; l'umidità atmosferica si mantiene

piuttosto elevata durante tutto l'anno. Il regime pluviometrico è tipicamente equinoziale con due massimi di precipitazione, uno in primavera e uno meno pronunciato in autunno, e due minimi, uno in inverno e uno meno marcato in estate (Regione del Veneto, 1997) (Figura 3.3).

L'alta pianura è caratterizzata da una temperatura media annua superiore ai 12 °C; le precipitazioni, anche superiori ai 1300 mm/anno in prossimità dei rilievi prealpini, diminuiscono andando verso la bassa pianura ma rimangono comunque superiori ai 1000 mm/anno. Secondo la classificazione proposta da Rivas-Martinez e Tomaselli, il termotipo caratteristico è il Montano inferiore con un ombrotipo intermedio tra l'Umido superiore e l'Umido inferiore (*ibid.*).

La bassa pianura è invece caratterizzata da una temperatura media annua di circa 13 °C con precipitazioni medie annue che variano tra la parte meridionale, dove superano i 700 mm annui, e la parte nord-orientale, dove raggiungono i 950 mm annui. Il termotipo caratteristico è quindi, quello Montano inferiore, mentre l'ombrotipo varia da Subumido superiore a Umido inferiore (*ibid.*).

Venti prevalenti da Ovest, ma soprattutto durante il periodo invernale sono molto frequenti anche i venti da Nord o Nord-Est; in particolare l'intero bacino lagunare veneziano è esposto all'azione refrigerante della bora che si abbatte da N/E con una perdita di velocità, rispetto a Trieste, pari soltanto al 30%. Di rilevante importanza, soprattutto per la fascia litoranea, anche il vento di scirocco che spira da S/E (Zanetti, 1985).

Secondo l'ARPAV (2001), dal confronto dei dati climatici relativi al periodo 1995-1999 con i dati medi del trentennio 1961-1990 rilevati dal Centro meteorologico di Teolo, risultano in atto le seguenti dinamiche:

- precipitazione media annua costante (notevolmente diminuita però nell'area prealpina);
- inverni degli ultimi anni decisamente meno piovosi con un valore medio di precipitazioni stagionali di 150 mm al di sotto della media del periodo;
- temperature medie massime estive ed invernali più elevate;
- eventi pluviometrici intensi sempre più frequenti soprattutto nel periodo autunnale.

A tali osservazioni, che comunque necessitano di riscontri statistici più sicuri facendo riferimento ad una sequenza temporale più lunga, và aggiunta la sempre maggior frequenza di estati siccitose (*ibid.*).

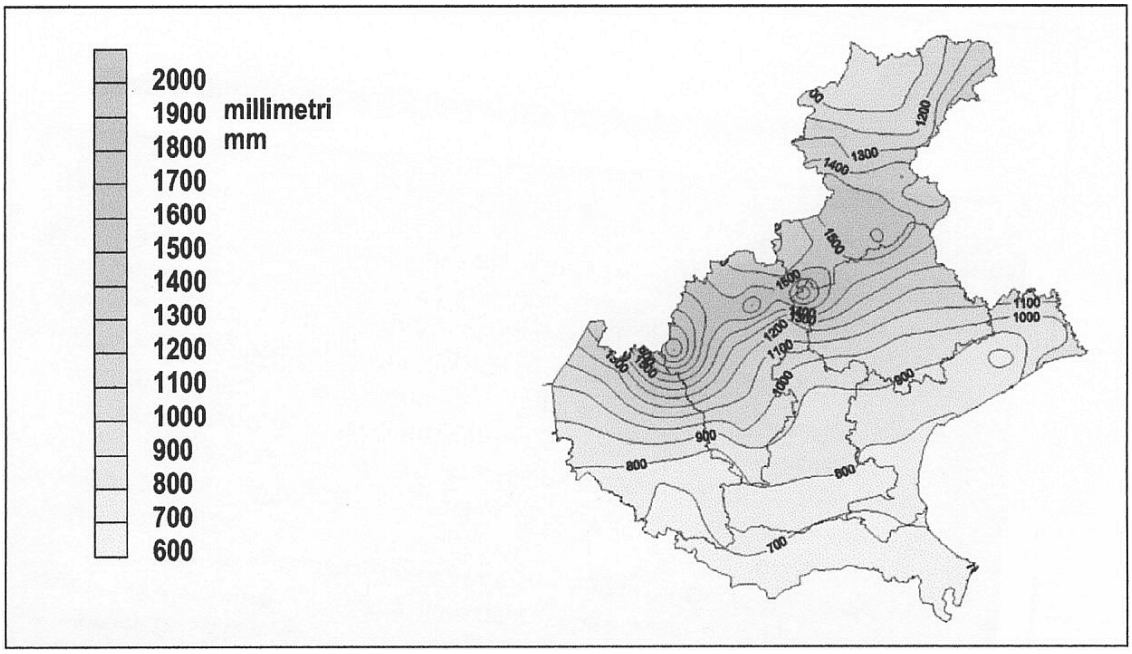


Fig. 3.1 – Precipitazione media annua (anni 1961-1990); (ARPAV, 2001; p.108; modif.)

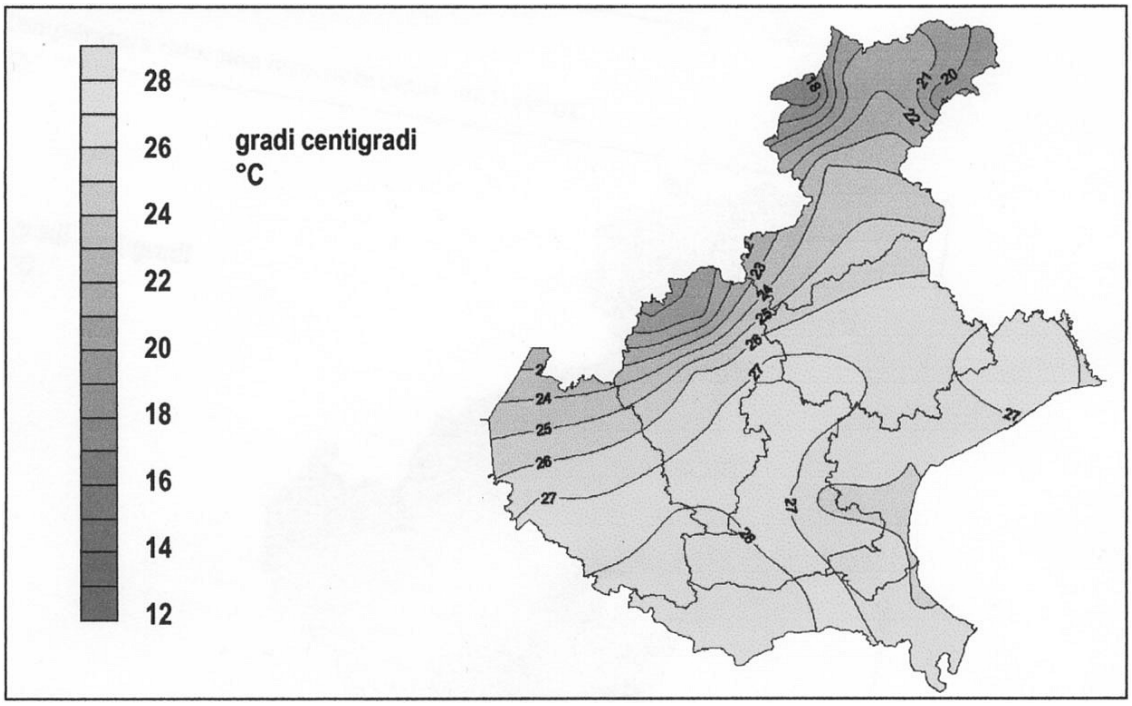


Fig. 3.2 – Temperatura massima estiva (anni 1961-1990); (ARPAV, 2001; p.111; modif.)

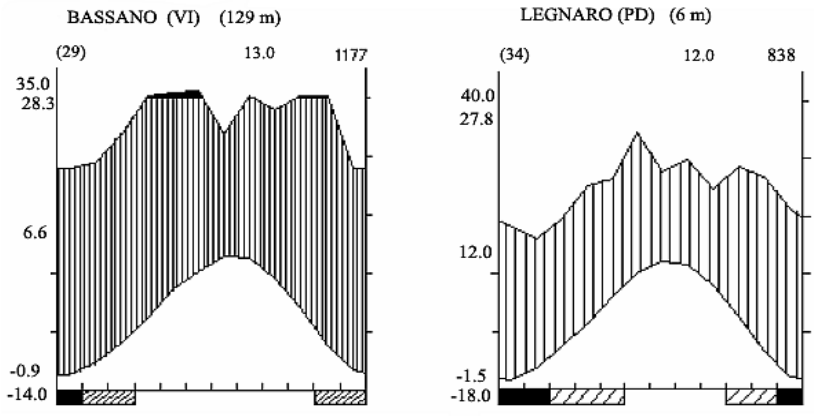


Fig. 3.3 – Climodiagrammi di Walter e Lieth (1960) delle stazioni di Bassano (VI) e Legnaro (PD). (Provincia di Padova, 2002; p.17; modif.)

3.4 Vegetazione forestale potenziale

Attualmente la pianura veneta è occupata essenzialmente da vaste aree agricole alternate a centri urbani più o meno diffusi; tuttavia, essa conserva anche pochi relitti delle antiche foreste che in passato ammantavano il territorio planiziale, progressivamente cancellate dalla millenaria azione dell'uomo. Attraverso lo studio di tali formazioni e degli altri boschi planiziali presenti nella Pianura Padana, in Slovenia e nell'Europa centrale, si sono potute definire con buona approssimazione le caratteristiche della vegetazione forestale potenziale climax della pianura veneta.

Dal punto di vista geobotanico, l'area oggetto di studio rientra nel dominio centroeuropeo, provincia alpina, distretto padano (Giacomini & Fenaroli, 1958). Il distretto bioclimatico è quello mediterraneo; la zona fitoclimatica forestale è il *Castanetum*, sottozona calda (Pavari, 1916), che corrisponde al cingolo vegetazionale Q.T.A. (*Quercus-Tilia-Acer*) di Schmid (in Susmel, 1988, pp. 554-5).

Sulla base degli studi condotti, per la pianura veneta si possono individuare le seguenti principali formazioni forestali climax (Figura 3.4):

- leccete litoranee;
- boschi costieri dei suoli idrici;
- boschi igrofili ripariali planiziali;
- ontanete di risorgiva;
- querco-carpineti planiziali.

3.4.1 Lecceta litoranea

Si tratta di un consorzio chiuso (riconducibile al *Quercion ilicis*) con netta prevalenza di *Quercus ilex* e talvolta con presenza più o meno forte di *Fraxinus ornus*; il sottobosco è occupato dall'abbondante rinnovazione delle due specie arboree e presenta uno strato inferiore costantemente dominato dal pungitopo (*Ruscus aculeatus*). La lecceta rappresenta la massima espressione della vegetazione arborea naturale del litorale veneto; essa può essere considerata una formazione sub-mediterranea e di fatto conserva specie esclusive di notevole pregio floristico come *Limodorum abortivum, Osyris alba, Phillyrea angustifolia, Rosa sempervirens, Stipa veneta, Trachomitum venetum, Rubia peregrina, Ruscus aculeatus* e *Asparagus acutifolius* (Veneto Agricoltura, 2001). Questa formazione manifesta la sua espressione più evoluta a Porto Fossone, Vallesina e Valle Grande; nella maggior parte del litorale essa è stata invece distrutta in epoche antiche o recenti per far posto ad impianti di

pino domestico o marittimo (che peraltro manifestano notevoli problematiche gestionali) oppure alle conurbazioni balneari (Zanetti, 1985).

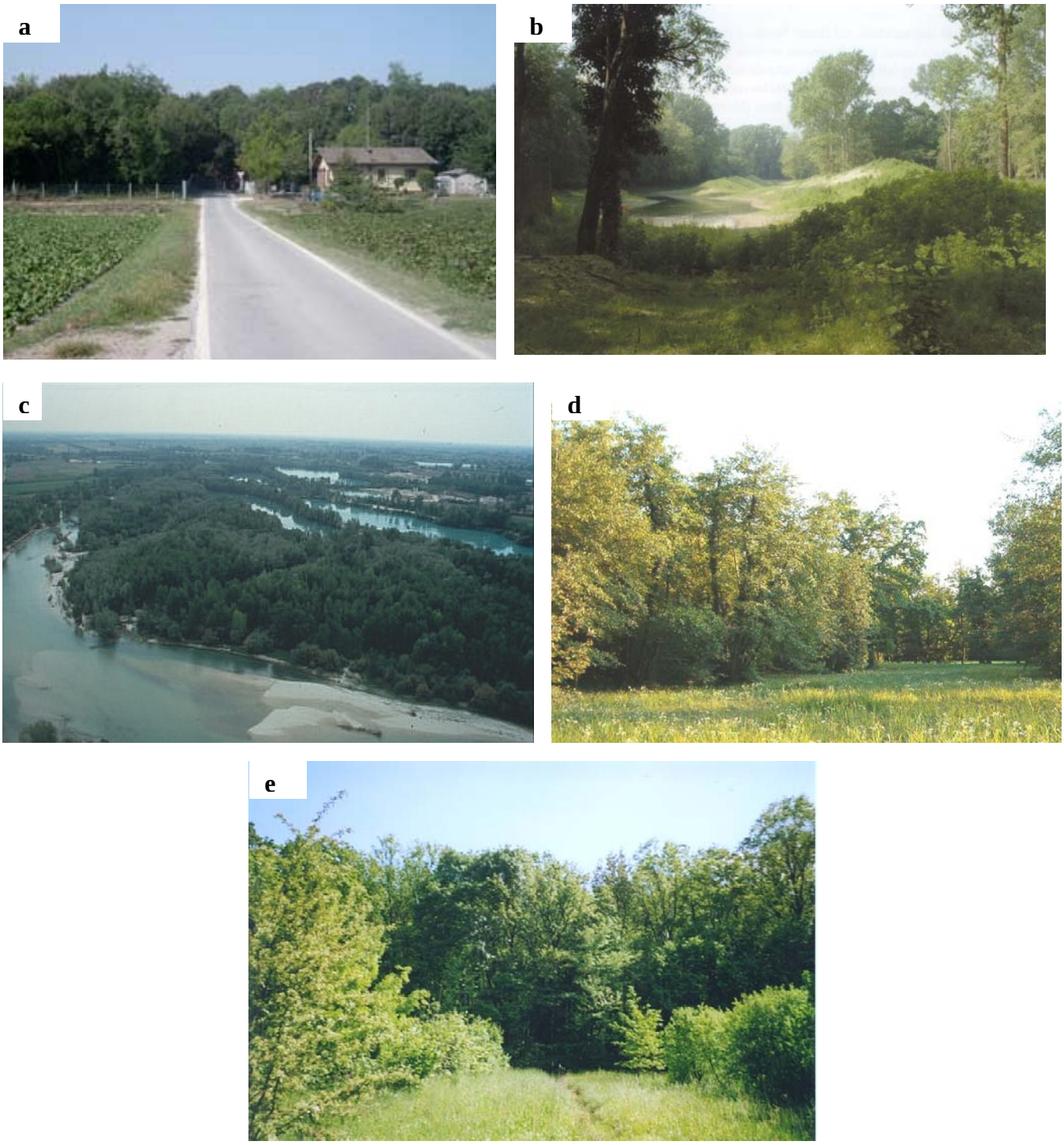


Fig. 3.4 – A Lecceta nel Bosco Nordio (S. Anna di Chioggia, VE; Baldin, 2004; modif.); B Formazione igrofila nel Bosco Nordio (S. Anna di Chioggia, VE; Veneto Agricoltura, 2001, p.102; modif.); C Boschi a *Salix alba* lungo il fiume Brenta nei pressi di S. Giorgio in Bosco (Provincia di Padova, 2002; p.22; modif.); D Ontaneta di risorgiva presso le sorgenti del fiume Sile (Torreselle di Piombino Dese, PD; foto Zinato); E Bosco di Carpenedo (Mestre, VE; foto Zinato).

3.4.2 Bosco costiero dei suoli idrici

Lungo il litorale, nelle aree più interne, in corrispondenza delle depressioni localizzate tra i cordoni dunosi di più antica formazione, la lecceta può alternarsi con una formazione igrofila macroterma tipica di substrati sciolti su suoli con falda superficiale e non salmastra. Si sviluppa in queste stazioni un bosco igrofilo costiero costituito essenzialmente da *Alnus glutinosa* e *Populus alba* cui si associano anche *Populus nigra*, *Fraxinus oxycarpa*, *Quercus robur*, *Quercus ilex* e *Salix cinerea*. Nel piano arbustivo si possono ritrovare *Frangula alnus*, *Amorpha fruticosa*, *Cornus sanguinea e Crataegus monogyna* (Veneto Agricoltura, 2001).

Nel complesso si tratta di una formazione di alto pregio vegetazionale anche se ormai rara (es. Ca' Savio–Venezia, Bosco Nordio–S. Anna di Chioggia) e molto frazionata, in genere sostituita dai classici rimboschimenti di pino domestico o marittimo, dagli insediamenti turistici, dai pioppeti oppure dalle colture agricole in concomitanza con interventi di bonifica.

3.4.3 Boschi igrofili ripariali planiziali

Il fiume rappresenta un elemento ecologico fortemente caratterizzante che determina processi di differenziazione vegetazionale influendo sull'ambiente e sul paesaggio che esso attraversa.

La vegetazione ripariale è definita tipicamente azonale, ovvero di tipo ed ecologia diversa rispetto alle vegetazioni esterne al sistema ecologico fluviale che seguono una precisa zonazione (Sartori & Bracco in Provincia di Padova, 2002; p.17).

Il fattore che più influisce sulla composizione e sulla struttura delle formazioni ripariali è rappresentato dalla dinamica dei livelli idrici, compresi quelli freatici, e dai processi geomorfologici ad essa associati (erosione o deposizione). Il fiume esercita un disturbo continuo sulla vegetazione ripariale ed in tal modo la seleziona e la determina; erosione e deposito, granulometria del substrato e natura chimica, fertilità, profondità della falda e disponibilità idrica, apporto di sostanza organica attraverso le piene (Figura 3.5): tutti questi fattori variano nel tempo e in senso trasversale rispetto alla direzione della corrente determinando la zonazione trasversale della vegetazione ripariale (Ellenberg in Provincia di Padova, 2002; p.18).

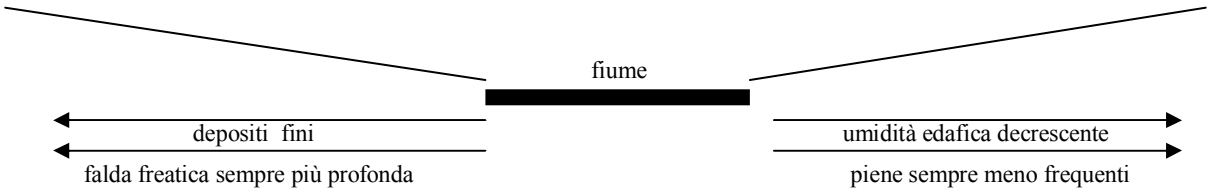


Fig. 3.5 – Variazioni dei fattori edafici e stazionali in senso trasversale rispetto alla direzione della corrente in un fiume di pianura

Partendo dalle sponde del corso d'acqua si succedono tre ordini fitosociologici (Figura 3.6): *Salicetalia purpureae* (con le alleanze *Salicion eleagni* e *Salicion albae*), *Populetalia albae* (con l'alleanza *Populion albae* e le suballeanze *Alnenion glutinosum-incanae* e *Ulmenion minoris*) e *Fagetalia sylvaticae* (con l'alleanza *Fraxino-Carpinion*).

Spesso alcune vegetazioni possono mancare o trovarsi in posizioni differenti in funzione della micromorfologia dei depositi alluvionali (Pedrotti & Gafta in Provincia di Padova, 2002; p.19).

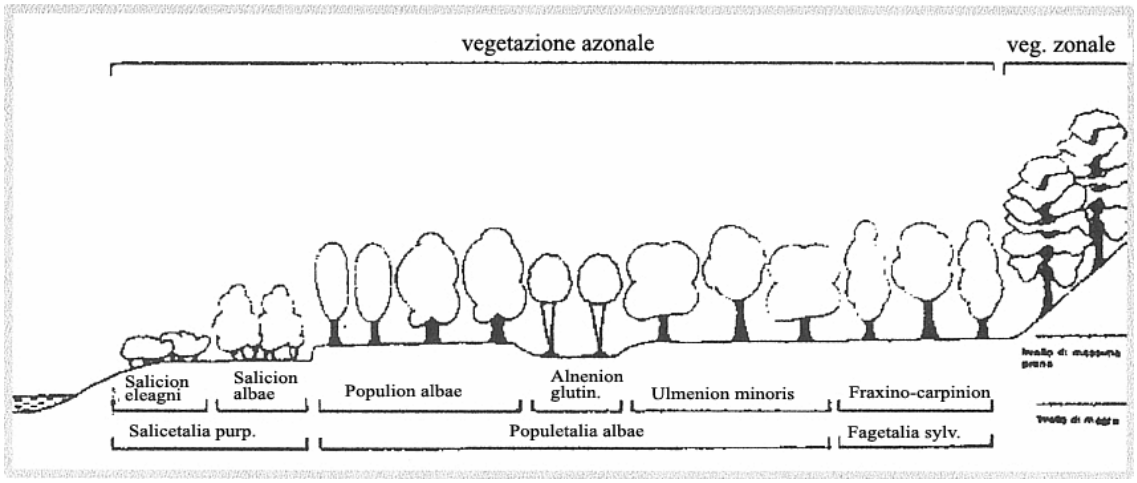


Fig. 3.6 - Profilo completo di zonazione trasversale della vegetazione ripariale potenziale dei corsi d'acqua dell'Italia. (Pedrotti e Gafta in Provincia di Padova, 2002; p.19; modif.)

Tra le formazioni ripariali più importanti vanno ricordati i boschi a *Salix alba* che di fatto oggi rappresentano anche la vegetazione forestale più ubiquitariamente diffusa in tutta la Pianura Padana (Bracco *et al.*, 2001). Secondo lo schema sopra proposto, essi si sviluppano lungo le rive dei principali corsi d'acqua di pianura nella fascia più prossima ai corsi stessi dove più forte è l'azione perturbatrice del fiume e maggiore è l'umidità edafica. In genere si rilevano individui arborei di grandi dimensioni; *Salix alba* è la specie dominante, talvolta accompagnata da *Alnus glutinosa* e, nelle stazioni interessate meno frequentemente dalle inondazioni, da *Populus alba.* La composizione floristica del sottobosco è alquanto varia, dominata in genere da specie nitrofile fra cui *Sambucus nigra, Rubus sp. pl.* e *Poa trivialis* (Provincia di Padova, cit.).

Attualmente queste cenosi forestali sono ormai generalmente relegate tra gli argini che orlano il corso della maggior parte dei grandi fiumi le cui aree golenali raramente sono state risparmiate all'agricoltura o addirittura all'edilizia.

3.4.4 Ontanete di risorgiva

L'ontano nero si ritrova nei terreni ben riforniti in acqua, prevalentemente lungo i corsi d'acqua ma anche su suoli torbosi asfittici o quando è garantita un'umidità costantemente elevata; tollera anche più a lungo del frassino ossifillo la sommersione delle radici. E' praticamente indifferente alla natura del substrato ma sopporta

molto bene suoli anche molto acidi perché può assorbire facilmente l'azoto in forma ammoniacale (Gellini e Grossoni, 1997; p.182).

Le formazioni di *Alnus glutinosa* sono tipiche della vegetazione ripariale azonale già vista sopra (alleanza *Populion albae* - suballeanza *Alnenion glutinosum-incanae*); tuttavia, in corrispondenza degli ambienti di risorgiva esse assumono caratteri peculiari. L'ambiente di risorgiva, in cui acqua e terra si fondono e 'giocano' insieme, è estremamente eterogeneo, complesso e soprattutto ricchissimo in termini di biodiversità vista la compresenza di biotopi molto diversi tra loro.

Tra le formazioni vegetali più particolari vi è il bosco paludoso, rappresentato dall'ontaneta di palude[1] riconducibile all'associazione *Carici acutiformis-Alnetum glutinosae*. Il piano arboreo è dominato da *Alnus glutinosa* con elementi di *Ulmus minor* e *Salix alba* (Abrami e Camuffo, 1994); nel sottobosco lo strato arbustivo presenta anche individui di *Salix cinerea, Sambucus nigra, Cornus sanguinea, Viburnum opulus, Frangula alnus* ed *Euonymus europaeus* (Abrami e Camuffo, cit.; Muscio *et al*., 2001). La copertura erbacea è costituita soprattutto da *Carex acutiformis* (dominante) ed *Equisetum telmateja* cui si aggiungono *Thelypteris palustris, Dryopteris filix-mas, Dryopteris carthusiana, Carex remota* e nelle radure *Tamus communis, Rubus caesius* e *Hedera helix* (Muscio *et al*., cit.). Le ontanete di risorgiva sono molto importanti poiché conservano specie erbacee nemorali relitte come *Polygonatum multiflorum, Anemone nemorosa, Carex ombrosa* e, nelle aree allagate, *Caltha palustris* e *Parnassia palustris* (Abrami e Camuffo, cit.; Muscio *et al*., cit.).

3.4.5 Querco-carpineti planiziali

Pignatti (1953) ritiene il *Querco-Carpinetum boreoitalicum*[2] l'associazione forestale climax della Pianura Padana.

Tale formazione, peraltro oggi molto limitata in termini di estensione, è dominata nel piano arboreo da *Quercus robur* e *Carpinus betulus* con *Acer campestre, Fraxinus oxycarpa* e *Ulmus minor* come specie secondarie (Del Favero *et al*., 2001b); possono essere presenti

[1] Il termine palude è spesso confuso con torbiera, dato l'aspetto d'insieme relativamente simile; tuttavia, posto che spesso si tratta di due realtà spazialmente vicine e che si compenetrano a vicenda, l'ambiente di palude ha caratteri peculiari ed un'origine diversa (Abrami e Camuffo, 1994). Anche qui si ha ristagno di acqua però non come in una torbiera cosicché il ciclo della sostanza organica può comunque completarsi seppur molto lentamente; il suolo è prevalentemente minerale, grezzo e subacquatico ma su di esso è comunque presente uno strato di suolo organico con humus nero scuro e talvolta maleodorante per la carenza di ossigeno e lo sviluppo di idrogeno solforato e metano (Abrami e Camuffo, 1994). Nelle stazioni più depresse e allagate sono visibili i caratteristici "hummocks" alla base degli ontani: si tratta di 'aggallati' (zolle galleggianti sul pantano) fatti di Carex, muschi ecc.. (Abrami e Camuffo, 1994).

[2] Tale formazione forestale avrebbe avuto origine dalla foresta colchica, da Colchide, regione situata lungo le coste sud-orientali del Mar Nero (Bracco *et al*., 2001; Zanetti, 1985; Susmel, 1988).

anche *Prunus avium, Acer pseudoplatanus* e *Fraxinus ornus*[1] (Del Favero *et al*., 2001b; Del Favero, 2002). Nella pianura padana occidentale compaiono anche *Fraxinus excelsior* e *Tilia cordata* (Bracco et al., 2001; Del Favero, 2002) (Tabella 3.1). In stazioni molto umide aumenta la presenza di *Ulmus minor* e si inseriscono anche altre specie come *Populus sp.pl., Salix alba* ed *Alnus glutinosa* dando origine a cenosi di transizione verso le formazioni boschive o arbustive più tipicamente igrofile proprie delle zone umide (Bracco et al., cit.; Del Favero, 2002).

I querco-carpineti della pianura veneto-friulana sono stati molto studiati; essi conservano specie erbacee relitte alpine o mediterranee e differiscono dai querco-carpineti della Pianura Padana occidentale per una maggior presenza della flora alpina e soprattutto di quella orientale-balcanica (Figura 3.7) che li rende molto più simili ad analoghe formazioni slovene piuttosto che ai boschi centroeuropei (Bracco *et al*., cit.). In base a queste considerazioni, è stata proposta la definizione di un'associazione vegetale di gravitazione sudesteuropea, sicuramente valida per la pianura veneta e friulana, cioè il querceto ad asparago selvatico, *Asparago tenuifolii-Quercetum roboris* (Lausi 1966–Marincek 1994) (*ibid*.).

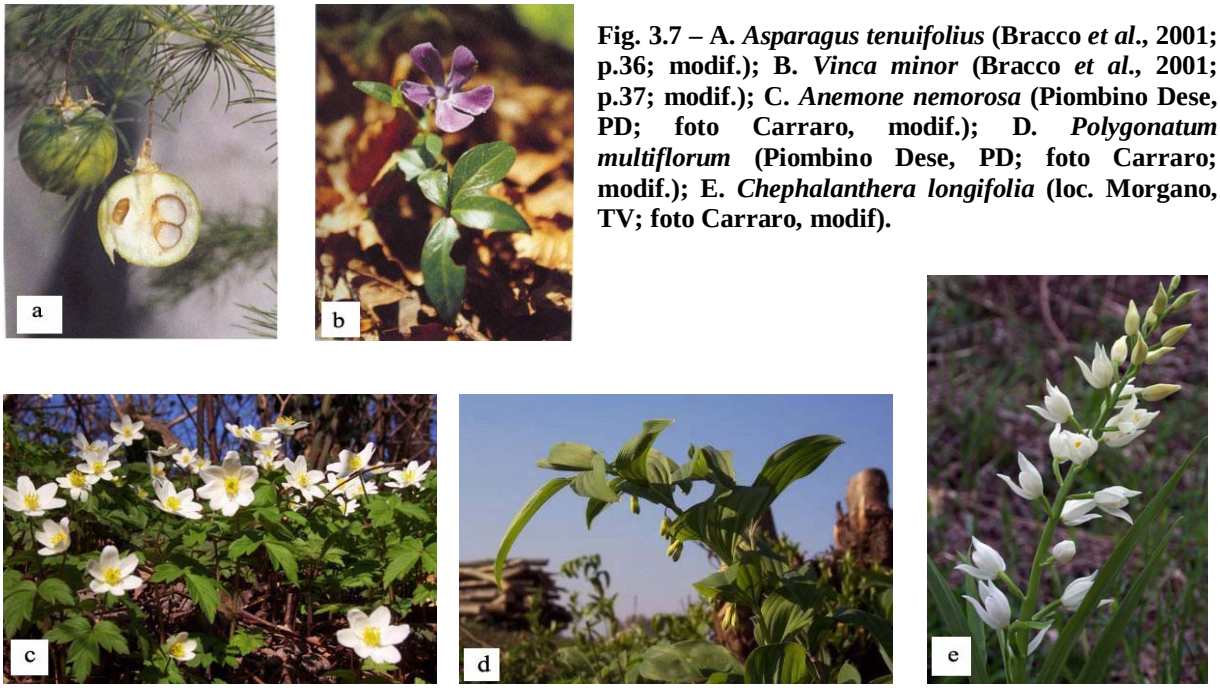


Fig. 3.7 – A. *Asparagus tenuifolius* (Bracco *et al*., 2001; p.36; modif.); B. *Vinca minor* (Bracco *et al*., 2001; p.37; modif.); C. *Anemone nemorosa* (Piombino Dese, PD; foto Carraro, modif.); D. *Polygonatum multiflorum* (Piombino Dese, PD; foto Carraro; modif.); E. *Chephalanthera longifolia* (loc. Morgano, TV; foto Carraro, modif).

[1] Già nell'alta pianura, dove le caratteristiche del substrato drenante determinano in genere condizioni di maggiore xericità, ed ancor più in ambiente collinare, il querco-carpineto vede mutare la sua composizione floristica con la presenza di *Quercus petraea*, che sostituisce parzialmente *Quercus robur*, e di *Fraxinus excelsior, Ulmus glabra* e *Tilia cordata* (soprattutto nelle stazioni con maggiore disponibilità idrica dove aumenta anche la presenza di *Acer pseudoplatanus*) (Del Favero *et al*., 2001b). In stazioni xeriche il querco-carpineto collinare si arricchisce invece di *Ostrya carpinifolia, Fraxinus ornus* e *Quercus pubescens* (Bracco *et al*., 2001; Del Favero *et al*., 2001b) determinando formazioni di transizione verso l'orno-ostrieto o l'ostrio-querceto.

TAB. 3.1– Principali specie erbacee ed arbustive presenti nei querco-carpineti della Pianura Padana. (*sensu* Bracco *et al.*, 2001)

Specie arbustive				Specie erbacee		
Clematis flammula	*	VF	lianosa	*Allium ursinum*	Rg	VF
Clematis vitalba			lianosa	*Anemone nemorosa*	Rg	
Clematis viticella	Ob	VF	lianosa	*Arum italicum*	*	
Cornus mas				*Asparagus tenuifolius*	Ob	VF
Cornus sanguinea				*Asphodelus albus*	*	
Corylus avellana				*Brachypodium sylvaticum*		
Crataegus monogyna				*Cardamine bulbifera*	Rg	
Crataegus oxyacantha				*Carex brizoides*		
Euonymus europaeus				*Carex digitata*	Rg	VF
Hedera helix			lianosa	*Carex sylvatica*		
Ligustrum vulgare				*Carex umbrosa*	Rg	VF
Lonicera caprifolium			lianosa	*Circaea lutetiana*		
Lonicera xylosteum	Rg	VF		*Colchicum autumnale*	Rg	VF
Malus sylvestris				*Convallaria majalis*		
Prunus avium				*Cucubalus baccifer*		
Prunus spinosa				*Daphne mezereum*	Rg	VF
Rhamnus catharticus		VF		*Dictamnus albus*		
Rosa arvensis		VF		*Festuca heterophylla*		
Rosa canina				*Galanthus nivalis*	Rg	VF
Rubus caesius				*Geranium robertianum*		
Rubus hirtus				*Hepatica nobilis*	Rg	
Rubus ulmifolius				*Lamium orvala*	Ob	
Ruscus aculeatus	*			*Lathyrus venetus*	Ob	VF
Sorbus torminalis				*Leucojum aestivum*		VF
Staphylea pinnata	Ob	VF		*Leucojum vernum*		
Tamus communis	*		lianosa	*Lilium martagon*	Rg	VF
Vaccinium myrtillus	Rg	VF		*Luzula forsteri*	*	
Viburnum lantana	*Ob*	VF		*Luzula pilosa*		
Viburnum opulus				*Maianthemum bifolium*	Rg	VF
				Melica nutans	Rg	VF
				Mercurialis perennis		
				Moehringia trinervia		
				Ophioglossum vulgatum		VF
				Ornithogalum pyrenaicum	*	VF
				Paris quadrifolia	Rg	VF
				Polygonatum multiflorum	Rg	
				Polygonatum odoratum		
				Polygonatum verticillatum	Rg	VF
				Pteridium aquilinum		
				Pulmonaria officinalis		
				Ranunculus auricomus		VF
				Ranunculus ficaria		VF
				Salvia glutinosa		
				Scilla bifolia		
				Symphytum officinale		
				Veratrum album	Rg	VF
				Vinca minor		
				Vincetoxicum hirundinaria		
				Viola alba	*	

* specie a gravitazione mediterranea
Rg specie di origine alpina (relitti glaciali)
VF specie tipiche dei querco-carpineti veneto-friulani
Ob specie di provenienza orientale-balcanica

3.5 L'evoluzione del paesaggio planiziale veneto

Un tempo, a metà del Settecento, il rilievo monumentale del paesaggio veneto erano le ville signorili con il parco, il boschetto, la grande vigna, le scuderie, il brolo, la chiesa e le botteghe per conservare i prodotti. Le descrive Emilio Sereni (nella "Storia del paesaggio agrario italiano"). E per renderne l'efficacia estetica ed economica insieme, Sereni ricorre a una tela di Gaspar van Wittel. Le ville venete, emblema del potere aristocratico veneziano sulla terraferma, sono ancora circondate dagli alti muraglioni, ma mentre una quindicina di anni fa sfilavano lungo il Terraglio (la strada che da Mestre porta a Treviso) con le facciate bianche che si intravedevano dal cancello in fondo al viale alberato, e separate l'una dall'altra da un filare di platani, ora sono strette fra depositi e capannoni, assediate dal gas di scarico dei 1250 autoveicoli – il calcolo risale al 1998 – che transitano ogni ora.
Molte tracce del paesaggio veneto stanno scomparendo. Sopravvivono, ricorda Turri, nei dipinti di Cima da Conegliano, che ritraeva le estensioni collinari fra Asolo e Marostica. I terreni recintati da siepi e ricchi di piantagioni diverse sono stati soppiantati dai grandi appezzamenti di agricoltura intensiva, per lo più coltivati a mais.[…]. Turri cita Goethe che, giunto a Padova, abbracciava con lo sguardo le montagne del Tirolo, più a ovest quelle d'Este, e quindi, verso sud est, scorgeva "un mare di verzura senza alcuna traccia di collina", all'orizzonte del quale vedeva 'distintamente' il campanile di San Marco". (Erbani, 2002)

Il Veneto è una regione in cui l'operosità dell'uomo è attiva da millenni e se si osserva l'attuale geografia antropica della pianura veneta, si comprende come sia divenuta ormai invadente la presenza dell'elemento umano sul territorio (Zanetti, 1986).
L'antica foresta planiziale che un tempo si estendeva dai piedi delle colline moreniche prealpine fino alle lagune costiere del Mare Adriatico è ormai solo un ricordo e anche i pochi elementi di naturalità più o meno "addomesticata" che fino a qualche decennio fa erano così comuni, come le siepi interpoderali, i boschetti, i boschi di ripa, le zone umide di risorgiva, sono oggi elementi sempre più rari, sempre più frammentati, continuamente erosi dalla fame di suolo dell'urbanizzazione diffusa e dall'agricoltura moderna che fatica a riscoprire in essi importanti valori da mantenere e recuperare.

Durante la glaciazione di Würm, la pianura veneta, allora molto più estesa di oggi (dato l'arretramento verso sud del Mare Adriatico), appariva coperta da una vasta foresta di pino silvestre e betulla, solcata da grandi fiumi molto dinamici che, nella millenaria opera di edificazione della pianura, sconvolgevano periodicamente il manto verde con le loro grandi piene allagando vasti territori, mutando i propri alvei, generando terrazzamenti ed estese paludi. La grande instabilità idraulica della pianura veneta di allora e la presenza di vaste aree umide probabilmente sfavorirono una residenza costante dell'uomo neandertaliano che preferiva risiedere (in condizioni di nomadismo) nell'area prealpina e collinare come testimoniano i numerosi resti degli insediamenti paleolitici rinvenuti nel veronese, nel

vicentino e nei Colli Euganei (i più antichi risalgono a centomila anni fa). L'uomo delle pietre scheggiate frequentava la pianura solo periodicamente o stagionalmente a scopo venatorio esercitando il suo ruolo ecologico di superpredatore sociale, di "cacciatore-raccoglitore" (Hyams in Zanetti, 1985; p.36). D'altra parte, l'area prealpina era allora occupata da una foresta rada con vaste praterie che, come testimoniano i reperti fossili dei Monti Lessini (Zanetti, cit.), ospitavano molta selvaggina[1], allora fondamentale per la sussistenza umana e meno abbondante nella fitta foresta di piano.

Il progressivo innalzamento della temperatura iniziato durante il tardiglaciale würmiano determinò grandi cambiamenti per la pianura veneta dove il manto di pino silvestre venne lentamente sostituito dal querceto misto (Figura 3.9) sotto le cui fronde durante il Mesolitico cacciavano le tribù nomadi di *homo sapiens sapiens,* una nuova specie umana più termofila (Susmel, 1988). Con loro cominciò la vera colonizzazione della pianura veneta, seppur lenta e ancora puntiforme. Durante il postglaciale, la progressiva diminuzione della selvaggina disponibile fu probabilmente il fenomeno che innescò i primi processi di addomesticamento animale e quindi di allevamento e pastorizia; il passaggio da caccia-raccolta a caccia-raccolta-allevamento fu però lento e graduale, interessò prima l'area prealpina e poi anche tutta la pianura (Bagolini in Zanetti, 1985; p.41). Qui i pascoli temporanei venivano ottenuti a scapito dell'immensa foresta di querce disboscando con il fuoco.

Nel frattempo, giunsero in Veneto i nomadi Euganei[2] (o Liguri), ai quali dal 3000 a.C. si deve l'introduzione dell'agricoltura (Figura 3.10). L'impatto antropico sulla foresta planiziale divenne più incisivo attraverso l'apertura di spazi destinati all'allevamento-pastorizia e alla coltivazione delle prime graminacee selvatiche, attraverso disboscamenti e successivi dissodamenti del terreno operati con zappe di pietra. Cominciò a diffondersi il paesaggio a "campi ed erba" (Susmel, 1988) dove la foresta manteneva comunque una sua continuità spaziale (Figura 3.8) ospitando al suo interno i primi villaggi semistanziali di capanne o palafitte (come testimoniano i reperti del lago di Fimon

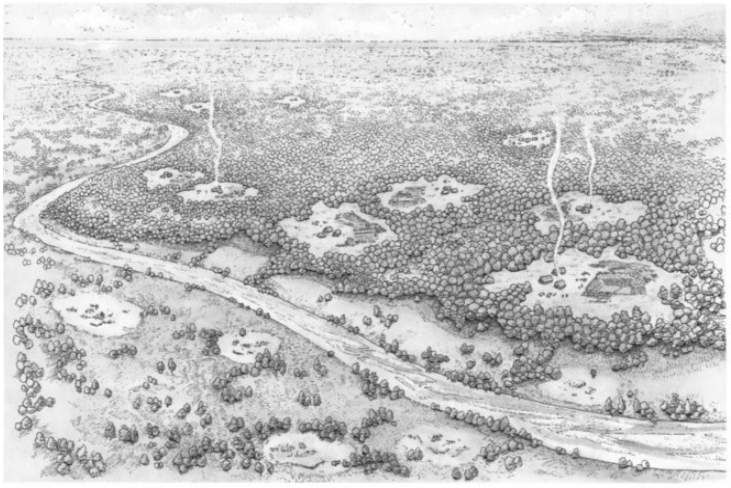


Fig. 3.8 – Paesaggio a "campi ed erba" (Bracco *et al.*, 2001; modif.)

[1] Conigli selvatici, lepri, cinghiali, bisonti, alci, stambecchi, camosci, caprioli, cervi, marmotte. (Zanetti, 1985)
[2] Successivamente arrivarono anche i Galli, dalla pianura padana occidentale e da oltralpe, e i Celti da est.

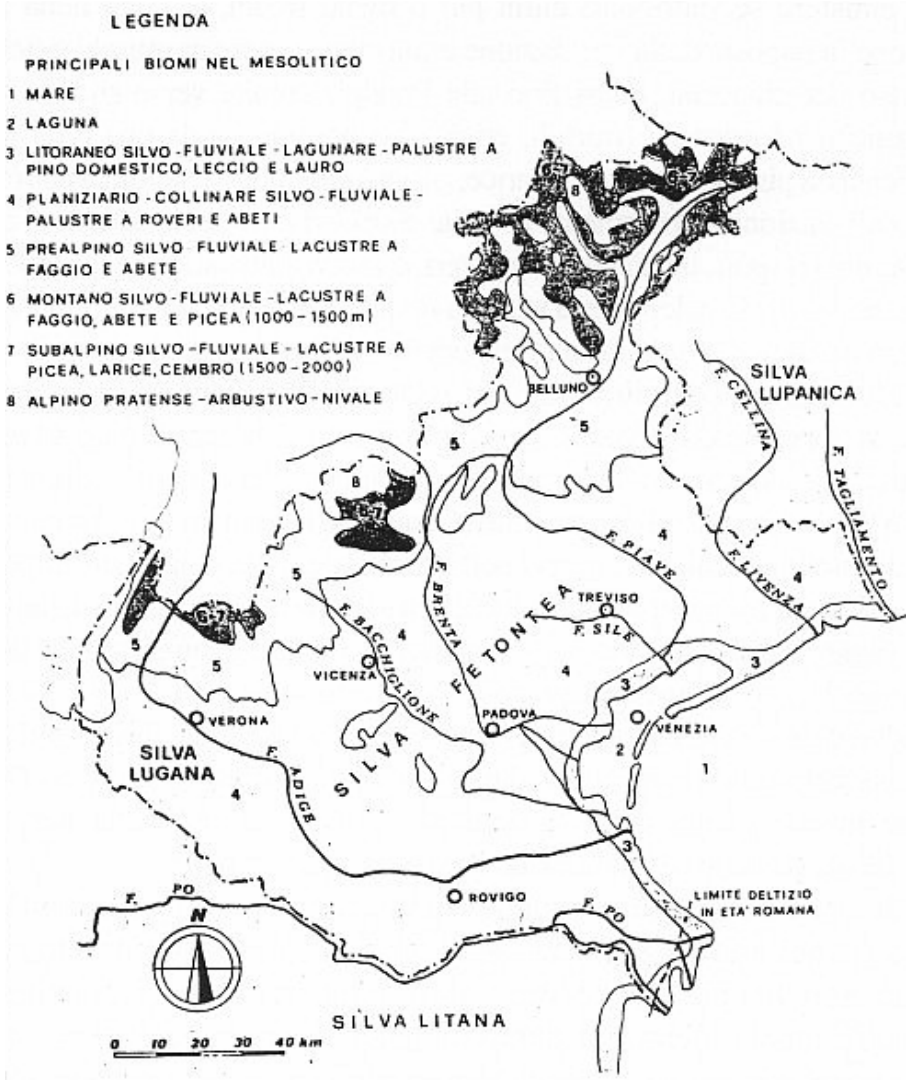


Fig. 3.9 – Distribuzione territoriale dei biomi nel Mesolitico. (Susmel, 1988; p.978)

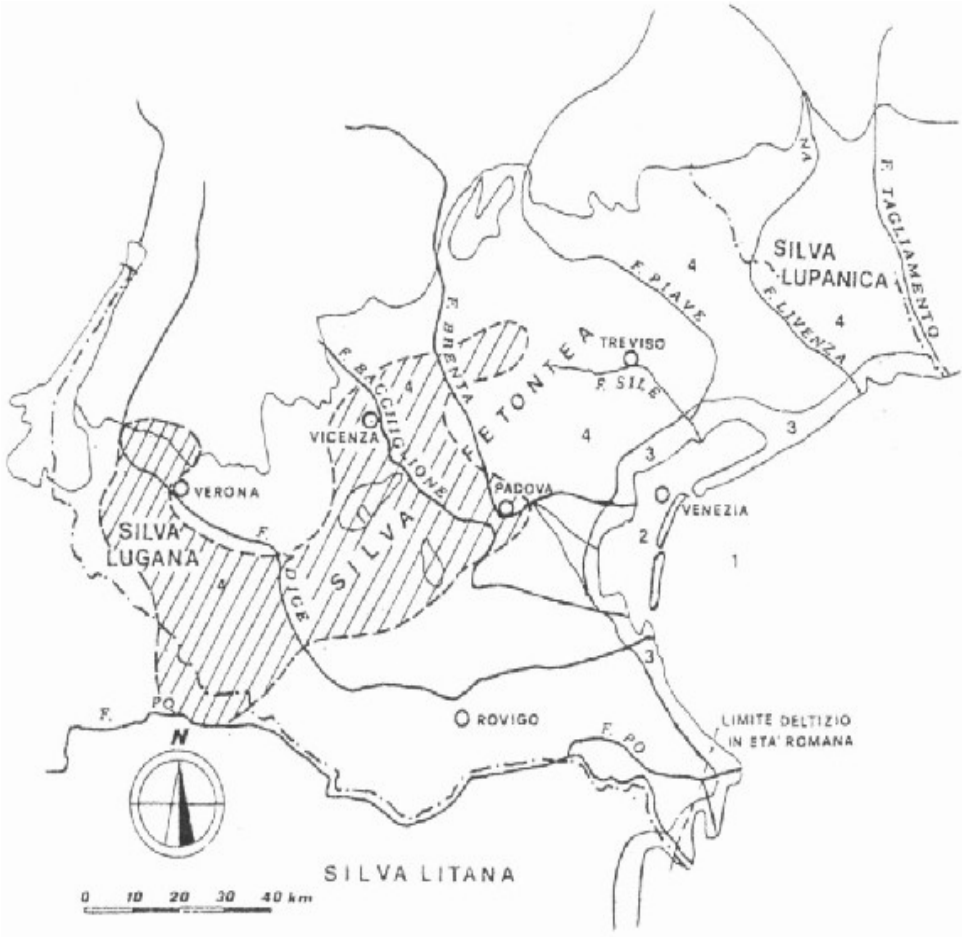


Fig. 3.10 – Aree dissodate dagli Euganei (in tratteggio). (Susmel, 1988; p.980)

e di Padova). Si trattava allora di un'agricoltura ancora primitiva che mancava di esperienza e che risolveva il problema dell'impoverimento dei terreni attraverso continui spostamenti che determinavano un nomadismo a ciclo chiuso con un ritorno periodico agli stessi luoghi anche in tempi molto lunghi.

Nel I millennio a.C. la colonizzazione della pianura veneta subì un forte impulso con l'arrivo dei Paleoveneti, una popolazione di origine indo-europea (proveniente dall'Illiria, secondo Erodoto) che permise l'ingresso del Veneto nel periodo storico. Essi introdussero la rotazione biennale del maggese e l'aratro che posero fine all'agricoltura itinerante e consentirono di aumentare la produttività dei terreni (Susmel, 1988); inoltre, la diffusione del bronzo prima e del ferro poi permisero la realizzazione di strumenti sempre più resistenti con i quali era possibile disboscare più facilmente l'antica foresta di querce. I Veneti incrementarono l'allevamento di ovini e soprattutto di equini (con i famosi destrieri da corsa che venivano venduti a Roma) mentre le aree coltivate si estesero enormemente, circondate da siepi, filari e boschetti secondo quella sistemazione a "campi chiusi" che avrebbe caratterizzato buona parte del paesaggio agrario veneto fino al XX secolo d.C. (*ibid*.). Furono eretti argini e scavati canali (come documentato da Plinio, Polibio e Strabone in diverse opere) per difendere i campi e per le prime bonifiche; si diffuse la scrittura e fiorirono arti e mestieri, traffici e commerci. Vi fu un forte aumento della popolazione umana e in mezzo ai campi coltivati e ai pascoli furono fondati molti nuovi villaggi collegati da canali e tratturi; alcuni centri (es. Este e Padova) divennero anche importanti capitali della civiltà paleoveneta lodata dagli antichi autori latini (*ibid*.).
Quando giunsero i conquistatori romani, fra il III ed il II secolo a.C., la foresta planiziale aveva già subito un duro colpo anche se essa rimaneva un elemento fondante del paesaggio, un elemento sacro, rispettato e venerato dagli stessi Paleoveneti. Permaneva la selva *Lupanica*, celebrata da Marziale (*ibid*.), che si estendeva tra l'Isonzo ed il Livenza comprendendo la selva *Caprulana* dell'entroterra e del litorale di Caorle (Zanetti, 1985); era invece stato lacerato il manto dell'antica ed estesissima selva *Fetontea* che prima si estendeva ininterrotta tra il Livenza ed il Po ma di cui ormai rimanevano solo brandelli nella *Torcellis* delle isole veneziane e nella *Lauretana* tra Chioggia e Adria, nella *Clocisca*, *Morgana*, *Cavolana* e *Lugana* (Susmel, 1988).

Dopo un pacifico assoggettamento a Roma, il territorio veneto (dal mare fino alle valli alpine del Cadore) venne incluso nella nascente *X Regio Venetia et Histria* con confini orientali nelle Alpi Carniche e nel Carnaro e capitale in Aquileia. La civilizzazione romana, seppur pacifica e rispettosa dell'autonomia di questa regione strategica cui si chiedeva in cambio la difesa dei

confini orientali dai vicini Celti e Galli d'oltralpe (Zanetti, cit.), comportò grandi cambiamenti nell'organizzazione del territorio, nell'immagine del paesaggio agrario nonché nell'economia locale. Accanto ad un limitato incremento della popolazione, lo sviluppo di innovative pratiche agricole, la diffusione delle attività edilizie, artigianali ed industriali (minerali, laterizi, pietre, tessuti, cuoio…) permisero un miglioramento delle condizioni generali di vita ma interessarono la totalità dell'ambiente fisico veneto dimostrando la maturità e la potenza della civiltà imperiale romana e segnando per sempre la fine della naturalità degli ecosistemi di pianura ormai profondamente alterati e strettamente legati all'attività antropica.

I Romani diffusero nuove importanti tecniche agricole imprimendo un forte sviluppo alla cerealicoltura, alla viticoltura, all'allevamento ecc.. Furono loro ad introdurre la concimazione periodica, il pascolamento del maggese e la sua aratura per favorire la penetrazione delle piogge, il sovescio delle colture di leguminose, l'abbruciamento delle stoppie (Susmel ,1988). Si diffuse allora nella pianura veneta la piantata di vite maritata[1] con aceri, olmi, pioppi o salici capitozzati piantati appositamente nelle campagne per il legnatico, il foraggio e lo strame a scapito di querce e carpini, più lenti nell'accrescimento (*ibid.*).

Con la colonizzazione romana crebbero villaggi e città, collegate fra loro da grandi strade (es. la Via Postumia, che andava da Genova ad Aquileia, e la Via Annia che percorreva la fascia perilagunare da Adria ad Aquileia) che, nate per permettere rapidi spostamenti degli eserciti, consentivano anche rapidi scambi di merci (insieme al nascente sistema portuale lagunare che si snodava lungo tutto il litorale veneto) e soprattutto una colonizzazione capillare del territorio.

Vaste aree furono bonificate soprattutto nella pianura veneta occidentale e meridionale; dissodamenti e relativa colonizzazione agraria investirono gran parte del territorio planiziale dove il suolo veniva diviso in grandi quadrati regolari di 50 ha ciascuno (*centuriae*) – separati fra loro da corsi d'acqua, strade e alberature (Figura 3.12) – a loro volta ulteriormente suddivisi in unità colturali più piccole che rappresentavano le singole proprietà, circondate come sempre da siepi e boschetti per il legnatico e per impedire l'ingresso degli animali del vicino. Circa due terzi della pianura veneta furono interessati dalla centuriazione (Figura 3.11), solo un terzo rimase a pascoli, boschi e paludi, destinato ad "*Ager publicus*", cioè a bene della comunità, utilizzato intensamente per la produzione di legname, ghiande, selvaggina e per il pascolamento di mandre di suini e greggi di pecore[2] (Susmel, 1988). Vaste

[1] Tecnica colturale di origine etrusca.

[2] Va ricordato che anche i Romani consideravano sacre le selve e quindi alcuni boschi (non inclusi nell'*ager*) erano destinati esclusivamente al culto delle divinità o dei defunti; esistevano infine boschi privati che servivano ad indicare i confini di proprietà (Lorenzoni *et al*. in Zanetti, 1985; p.45).

centuriazioni furono realizzate nei territori di Oderzo, Concordia Sagittaria, Altino, Montagnana, Verona e Vicenza (nell'area pedemontana) ma le maggiori interessarono la Provincia di Padova (Cittadella e Camposampiero) e l'area che si sviluppa tra questa e la città di Treviso (Noale, Scorzè, Mirano ecc..) dove sono ancor oggi ben riconoscibili.
Nei primi secoli dopo Cristo ormai ben poco rimaneva dell'antica foresta planiziale conservatasi con una certa integrità solo nell'area lagunare e circumlagunare (escluse le zone portuali di Altino e Concordia Sagittaria) insieme ai boschi paludosi della fascia delle risorgive, interessata da vaste aree umide[1], e ai boschi collinari e prealpini. In realtà, all'interno della struttura del paesaggio agrario dell'entroterra l'elemento bosco era ancora una componente importante intensamente sfruttata dall'uomo; va però sottolineato come già allora i più ampi boschi planiziali relitti fossero concentrati soprattutto nella pianura veneta orientale dove le attività pastorali avevano continuato a prevalere su quelle agricole (Zanetti, 1985).

Con la decadenza della potenza di Roma, tutto l'impero cadde in uno stato di marasma economico e politico, ben presto aggravato dalle prime invasioni barbariche che a partire dal 400 d.C., con i Visigoti prima e gli Unni di Attila poi, segnarono il crollo definitivo dell'impero romano e l'inizio per il Veneto di una lunga fase di abbandono delle campagne (Susmel, cit.). Infatti, le continue scorrerie di popoli guerrieri (Longobardi, Franchi, Ottoni e Ungari) provenienti dall'Europa centro-orientale e dai Balcani, che giungevano nella penisola italica sfruttando il facile valico delle Alpi orientali, duravano in genere pochi mesi[2] ma causavano danni i cui effetti si facevano sentire per anni rendendo la pianura veneta poco sicura per la vita dei suoi abitanti (Zanetti, cit.). Fu così che cominciò l'incastellamento della pianura veneta mentre molti abitanti si spostavano nelle isole delle lagune[3] e nei lidi, più sicuri, oppure nelle poche 'isole' di terra bonificata circondate da boschi e paludi nella fascia delle risorgive[4]. Proprio qui, dove fino ad allora l'uomo non si era mai spinto molto se non per la selvaggina ed il legnatico, nacquero nuovi insediamenti, prima provvisori, utilizzati

[1] La grande abbondanza di acqua sorgiva e la superficialità della falda sicuramente rendeva troppo difficoltosa l'opera di bonifica. Ciò è testimoniato anche dall'andamento delle strade che si sviluppano nella fascia delle risorgive: esse hanno sempre un andamento sinuoso, ben lungi dalla regolarità delle strade delle vicine centurie, avendo probabilmente origine da antichi sentieri che si sviluppavano tra i boschi e le paludi (Andretta, 1999).
[2] I Longobardi arrivarono nel 568 d.C.(nel 602 distrussero Padova); contrariamente a quanto avveniva di solito, essi si insediarono in modo permanente soprattutto nell'alta pianura veneta e nell'area delle risorgive fondendosi con la popolazione locale ed assorbendone la religione (Abrami e Camuffo, 1994).
[3] Nacque allora la comunità di Torcello da cui presto venne fondata la città di Venezia (Zanetti, 1985).
[4] In documenti notarili basso-medievali che riguardano la fascia delle risorgive dell'alto padovano si ritrova spesso il toponimo "insula"; es. "insula S. Leonardi in Luparo", "in insula qui est inter villa nova et scandolara massaricias tres", "Insulam ad Lovarim", "Scandolaria…insula Scandolarie" (Andretta, 1999). Villanova, Lovari e Borghetto (cioè Scandolara) sono paesi che si trovano in prossimità di Onara, dove c'è ancor oggi l'omonima palude.

solo durante le scorrerie dei barbari, poi stabili; ciò è dimostrato da molti documenti notarili dell'epoca e dalla costruzione di diverse chiese pervenute fino a noi (Andretta, 1999).

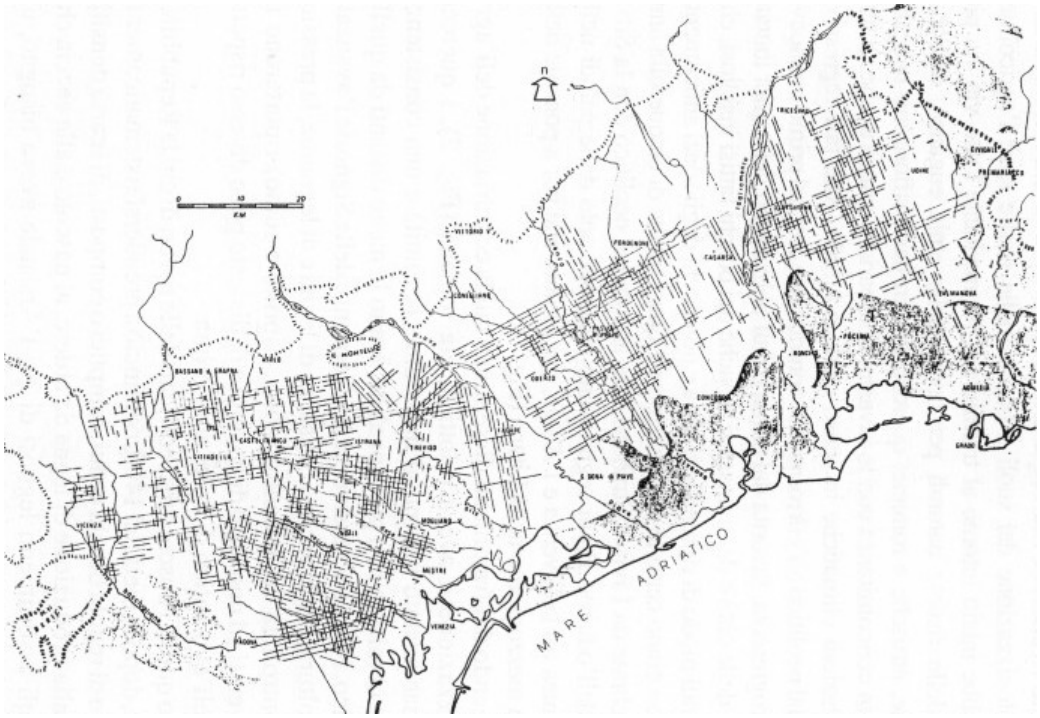


Fig. 3.11 – Centuriazione romana tra Bacchiglione e Isonzo come dedotto da elaborazioni analogiche di immagini dal satellite Skylab. (Marcolongo e Mascellani in Susmel, 1988; p.984; modif.)

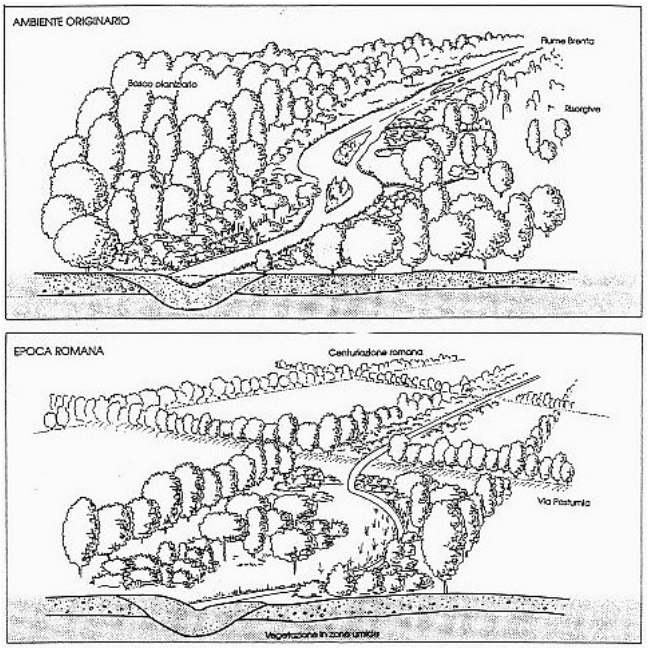


Fig. 3.12 – Evoluzione del paesaggio nei pressi di Cittadella (PD) fino all'epoca romana (Abrami e Camuffo, 1994; p.26; modif.)

Accanto ad un generale regresso demografico, si ebbe un ritorno ad un'economia di sussistenza in cui la caccia assumeva di nuovo grande importanza, sostenuta da un forte incremento della selvaggina; d'altra parte, le campagne cominciavano a rinselvatichirsi con i boschi che conquistavano pascoli e campi abbandonati mentre tutte le opere di regimazione idraulica del territorio erano lasciate a se stesse e i fiumi, disalveando periodicamente, ampliavano il dominio delle paludi. Secondo Paolo Diacono (in Abrami e Camuffo, cit.; p.24*)*

nel 589 si abbatterono sul Veneto, sulla Liguria e su altre regioni italiane piogge torrenziali […]. Il fiume Adige si ingrossò a tal punto che l'acqua raggiunse persino le finestre più alte della Basilica di S. Zenone martire fuori le mura di Verona.

Fu allora che molti fiumi cambiarono il loro corso: l'Adige, che lambiva Este e Monselice, si spostò più a sud; il Cismon si staccò dal Piave e divenne un affluente del "*Medoacus*" (da allora in poi chiamato "Brenta"[1]) che da Bassano in poi spostò il suo corso verso occidente (*ibid*.).

Nel giro di qualche secolo la pianura tornò ad essere coperta da vaste aree forestali secondarie, ben lungi dalla grandiosità e bellezza del querceto del Neolitico ma ecologicamente molto importanti nel permettere una nuova diffusione della flora e della fauna selvatiche nonché il recupero della fertilità dei suoli a lungo sfuttati per l'agricoltura. Va comunque sottolineato che la nuova diffusione dei boschi fu causata non solo dall'abbandono delle campagne e di interi villaggi (come documentato da scritti dell'epoca) ma anche e soprattutto dalle leggi dei conquistatori barbari che intendevano così incrementare la caccia, parte integrante dei loro costumi. A tal proposito si ricorda la Legge Salica con cui i Franchi poco prima dell'800 trasformarono la "*Silva communis*", fruibile da tutti per il legnatico, in "*Silva alterius*", proprietà dei feudatari con diritto esclusivo di caccia (Zanetti, 1985).

Verso la fine del I millennio le orde barbariche cessarono; a partire dall'XI sec. d.C. il ritorno di una certa tranquillità e l'aumento demografico spinsero molti abitanti ad abbandonare le isole della laguna per tornare alla terraferma dove furono fondati nuovi villaggi e costruite nuove strade, tutto a scapito del bosco, divenuto ancora un elemento dominante del paesaggio agreste. Molti nobili feudatari, ma soprattutto i monaci benedettini e cistercensi delle nascenti *curtes* medievali (es. Brenta dell'Abbà, Isola dell'Abbà, Abbazia Pisani, Correzzola, Rovigo), le cui proprietà divennero presto superiori a quelle degli stessi nobili, avviarono una lenta riconquista dei terreni abbandonati dando inizio ad una nuova epoca di bonifiche e dissodamenti (Susmel, 1988). D'altra parte, tale opera fu favorita dalla diffusione dell'allevamento bovino (con i buoi che cominciavano ad affiancare il lavoro umano nei campi) e dell'uso dei metalli per la realizzazione di aratri, asce e seghe dentate che consentivano arature più profonde ed un più rapido taglio degli alberi.

Iniziati nel Basso Medioevo, dissodamenti e bonifiche furono ripresi a fasi alterne anche da Comuni e Signorie[2], anche se essi avrebbero avuto un decisivo e massivo impulso solo con il

[1] Dal tedesco "Brint", che significa fontana (Abrami e Camuffo, 1994; p.24).

[2] Durante il Medioevo, prima dell'espansione del dominio veneziano in terraferma, la pianura veneta fu continuamente interessata da guerre e lotte intestine tra le varie famiglie feudali e quindi fra i Comuni. Ciò determinò un acuirsi dell'incastellamento e la nascita di città murate (es. Cittadella e Castelfranco, nel '200) lungo i confini delle diverse aree amministrative di fatto in continua fluttuazione.

governo di Venezia (*ibid*.); nel corso di qualche secolo la nuova avanzata dell'agricoltura, l'aumento del consumo di legname e il pascolamento riportarono i rovereti[1] ad uno stato non molto dissimile da quello di mille anni prima e furono questi i boschi che la Repubblica di Venezia si sarebbe poi trovata a gestire (*ibid*.). Dissodamenti e bonifiche interessarono invece solo marginalmente la fascia delle risorgive come testimoniano numerosi documenti medievali di donazione ed investitura feudale che fanno riferimento all'area delle risorgive come limite naturale di demarcazione amministrativa (Mattana, 1988).

Venezia era nel frattempo divenuta la dominatrice del Mediterraneo e ben presto cominciò ad interessarsi all'entroterra veneto su cui intendeva investire le enormi ricchezze accumulate grazie alla sua potenza militare e commerciale. A metà del '300 conquistò Treviso e ai primi del '500 i confini della Repubblica andavano da Rovigo a Bergamo e dal Cadore all'Istria (Susmel, cit.).

La città lagunare aveva bisogno di molto legname per le costruzioni navali, per l'edificazione della stessa città, per le opere idrauliche e come combustibile. Nei primi secoli del II millennio essa sfruttò intensamente i boschi di querce e pini che ancora popolavano i margini della laguna da Chioggia ad Aquileia; tuttavia, nel '400 essi versavano ormai in deplorevoli condizioni che costrinsero il governo veneziano a rivolgersi ai boschi dell'entroterra veneto (Figura 3.13). Allora però, i querco-carpineti di pianura e collina erano per lo più cedui, semplici o composti, utilizzati soprattutto per la legna da ardere, il pascolo e la caccia[2], raramente idonei a produrre gli assortimenti legnosi che servivano all'Arsenale (Susmel, 1994); per questo fin da subito furono emanate leggi e Terminazioni volte a tutelare, conservare, migliorare ed aumentare il patrimonio silvano della terraferma.

Particolare attenzione e cura erano riservate ai rovereti di pianura[3], soprattutto a quelli più vicini alla capitale e localizzati in prossimità dei fiumi, dall'Adige al Tagliamento, che Venezia predispose per il trasporto del legname fino in laguna. Nel 1475 fu emanata la prima

[1] Tali rovereti erano edificati dalla farnia (*Quercus robur*) in pianura e dalla rovere (*Quercus petraea*) in collina; la prima esige infatti suoli umidi e molta luce, la seconda invece preferisce suoli ben drenati ed è tendenzialmente lucivaga.
Nel linguaggio comune il termine "rovere" era ed è ancor oggi utilizzato per indicare indistintamente la quercia, almeno nell'area padano-veneta. Gli stessi veneziani non distinguevano tra farnia e rovere pur riconoscendo le diverse caratteristiche delle due specie; di fatto, la distinzione si basava sulla provenienza e sulle caratteristiche tecnologiche del legno: il tondame proveniente dai boschi di pianura (Montona, Istria, pianura veneta e friulana) era utilizzato per i lavori sott'acqua (dato che il legno di farnia è molto durevole); quello proveniente dai boschi collinari (es. Montello) era invece utilizzato per i lavori sopra acqua (infatti il legno di rovere è resistente ma non durevole in acqua). (Susmel, 1994)

[2] Si trattava spesso di beni comunali o comuni (le "comugne") che tali rimasero generalmente anche durante il governo veneziano, come stabilito da una legge del 1452.

[3] Secondo i dati disponibili, i rovereti di pianura e collina coprivano nel solo Veneto attuale una superficie complessiva di 10-12.000 ha. (Susmel, 1988)

Fig. 3.13 – Il territorio padovano (la città di Padova sta al centro della riproduzione) nel 1442 secondo una mappa disegnata dal De Madjs: si notino le vaste aree paludose-boscate indicate nell'entroterra lagunare veneziano, nel rodigino e nella fascia delle risorgive tra Castelfranco e Camposampiero. (Riproduzione dell'originale, Biblioteca Civica di Padova; modif.)

legge perpetua, seguita ma sempre riconfermata poi da centinaia di altre leggi e prescrizioni, che proibiva di eliminare i querceti rigeneratisi nel medioevo e di abbattere gli alberi di rovere riservati all'Arsenale; si imponeva inoltre l'obbligo di piantare nei campi querce, per avere gli assortimenti da marina, e salici, per la legna da ardere, molto ricercata nella città lagunare.

A partire dal 1537 farnie e roveri sparse nella pianura veneta e nelle colline (si pensi, ad esempio, al grande bosco del Montello, gioiello gelosamente custodito da Venezia fino alla fine della Repubblica) vennero regolarmente censite e bollate una ad una in appositi catasti in media ogni vent'anni (Figura 3.14); furono mantenuti i cosiddetti saltari (custodi del bosco); furono emanate varie disposizioni selvicolturali e idrauliche volte a migliorare la qualità delle piante di quercia presenti nei boschi e a garantire la continuità degli stessi[1]. A tal scopo, prima

[1] I cedui furono convertiti in fustaie e divisi in prese annuali; venne imposto ove necessario l'obbligo di rilasciare un certo numero di matricine o polloni, di procedere con la semina o la piantagione delle roveri, di scavare fossati per lo scolo delle acque stagnanti e per la difesa del bosco dal pascolamento.

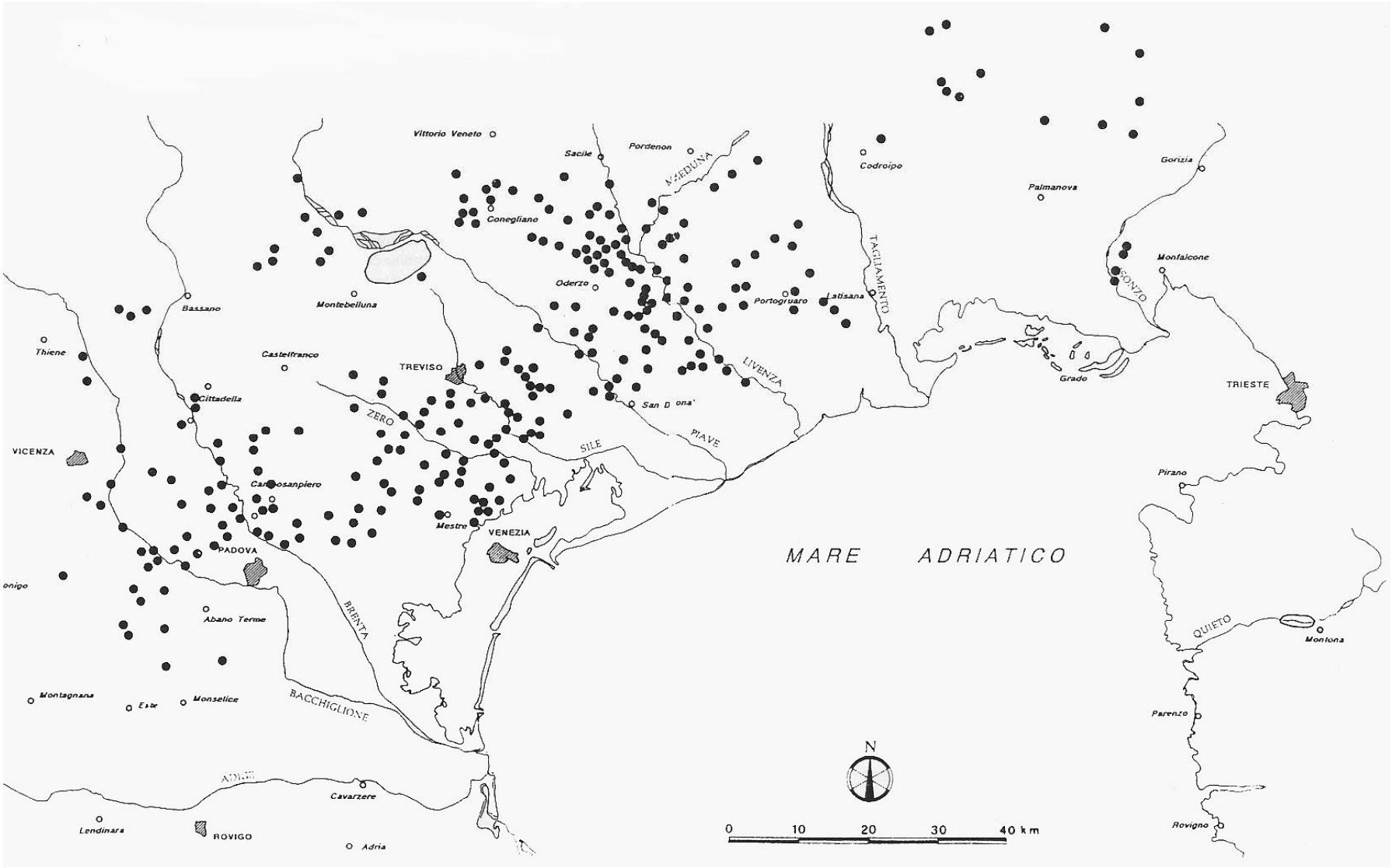


Fig. 3.14 –Ville (cioè villaggi) con boschi di rovere e singoli boschi nel Dominio Veneto secondo i catasti Surian (1569) e Contarini (1740). (Susmel, 1994; p.64-65; modif.)

il "Magistrato alle legne e boschi" e poi lo stesso "Consiglio dei Dieci", insieme al "Reggimento dell'Arsenale", misero in campo un enorme apparato amministrativo ed un *continuum* di atti legislativi che dimostrarono grande sapienza tecnica ed un impegno senza pari sia all'epoca che dopo, non solo per assicurare i bisogni dell'Arsenale ma anche per recuperare la funzionalità e le esternalità ecologiche dei boschi (es. anti-erosione).

In realtà, nonostante gli estenuanti tentativi di incrementare i boschi di pianura, la Repubblica riuscì a fatica ad impedirne l'eliminazione (Zanetti, 1985). Essa mise in atto un capillare sistema di controllo e sorveglianza ma la severità e la rigidità delle leggi e la scarsa considerazione della proprietà privata e delle necessità delle popolazioni locali (interessate esclusivamente ai boschi cedui per la legna da ardere e ai campi coltivati, divenuti presto molto più redditizi dei boschi) favorirono lo sviluppo di un'insofferenza diffusa che determinò continui abusi a scapito dei rovereti d'alto fusto con abbattimenti e dissodamenti illegali. D'altra parte, spesso tali atti erano sostenuti dagli stessi nobili veneziani, divenuti nel frattempo grandi proprietari terrieri ed imprenditori agricoli spesso interessati ai profitti immediati derivanti dal commercio abusivo di querce. Si pensi ad esempio alla progressiva eliminazione di tutti i frammenti d'alto fusto di roveri che fino al '600 erano abbondanti nel Polesine, laddove non c'erano paludi, sostituiti da banali saliceti per la produzione di legna da ardere (Susmel, 1988). Si ricorda poi, che fra il '300 ed il '400 nella Bassa Trevigiana, e non solo, vi fu una grande diffusione di fornaci per la produzione di laterizi le quali contribuirono alla demolizione del patrimonio silvano locale (Zanetti, 1985).

Nella seconda metà del '500, per porre un freno alle continue dissipazioni cui erano sottoposti i boschi comunali e le comugne (ancora proprietà dei Comuni secondo la legge del 1475), il governo veneziano decise di sottoporli alla propria esclusiva giurisdizione dichiarandoli demaniali e quindi proprietà dello Stato; contrarie a tale decisione, Verona, Brescia, Padova e Vicenza intrapresero una lunga contesa giuridica con Venezia che alla fine riconobbe le loro rivendicazioni di proprietà rinunciando a malincuore a molti querceti che furono così abbandonati inesorabilmente al loro triste destino. Analoga sorte toccò nel '600 ai boschi di Castelfranco, Caorle, Noale, Serravalle[1], Feltre, Belluno e della Carnia, come dimostra la loro progressiva estromissione dai catasti (Susmel, 1994). Un po' alla volta, se si escludono i boschi del Montello, del Cansiglio e di Montona, i rovereti più curati e controllati dalle Magistrature veneziane rimasero limitati al territorio direttamente amministrato da Venezia,

[1] Oggi Vittorio Veneto.

cioè l'entroterra lagunare[1] e la pianura orientale (Figura 3.15), dove essi erano raccolti a corona intorno alla capitale con assi portanti il Sile ed il Livenza (*ibid*.).

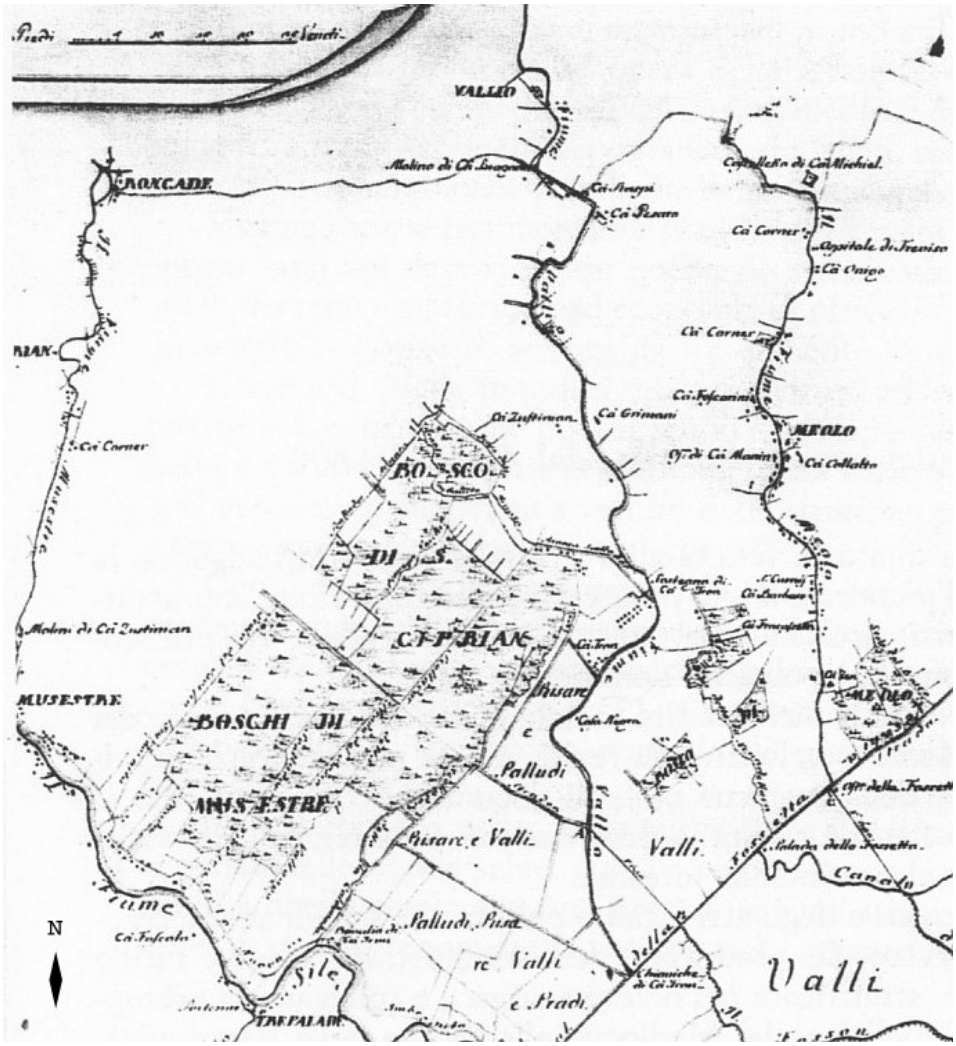


Fig. 3.15 – Boschi di Musestre e di Meolo a sud di Roncade (TV) nel 1784. Questi boschi furono in seguito denominati "Boschi di Ca' Tron". Si noti come il bosco confinasse allora con paludi, valli (cioè lagune) e risaie. (Zanetti, 1985; p.52; modif.)

Oltre alla difesa dei boschi, il governo dei Dogi si trovò ad affrontare fin da subito anche il problema delle inondazioni che i grandi fiumi della pianura veneta provocavano periodicamente distruggendo villaggi e boschi oltre a causare un progressivo interramento della Laguna di Venezia. Fu per ovviare a questi problemi che, con enorme dispendio di energie e risorse, i veneziani intrapresero una faraonica opera di regimazione delle acque costruendo argini, deviando il corso dei fiumi (es. Brenta, Piave e Sile) che sfociavano in laguna, recuperando e potenziando i sistemi di canali collettori realizzati dalle Abbazie e dai Comuni durante il medioevo nella pianura centro-meridionale, bonificando vaste zone della

[1] Allora le lagune costiere, compresa quella di Venezia, si spingevano molto più all'interno della pianura rispetto a quella che è l'attuale geografia costiera, frutto delle grandi bonifiche del '900, e spesso si confondevano con paludi costiere in cui l'acqua dolce dei fiumi si mescolava con quella salmastra della laguna.

d'alto fusto (Mattana, cit.). In realtà, lungo tutta la fascia delle risorgive le aree umide non furono mai totalmente eliminate; frammenti di ontanete e querco-carpineti rimasero lungo le rive dei fiumi e dei fossati, nelle bassure paludose difficili da risanare, nelle aree marginali e lungo i confini dei campi occupati dalle risaie o dai prati umidi torbosi (Figura 3.16).

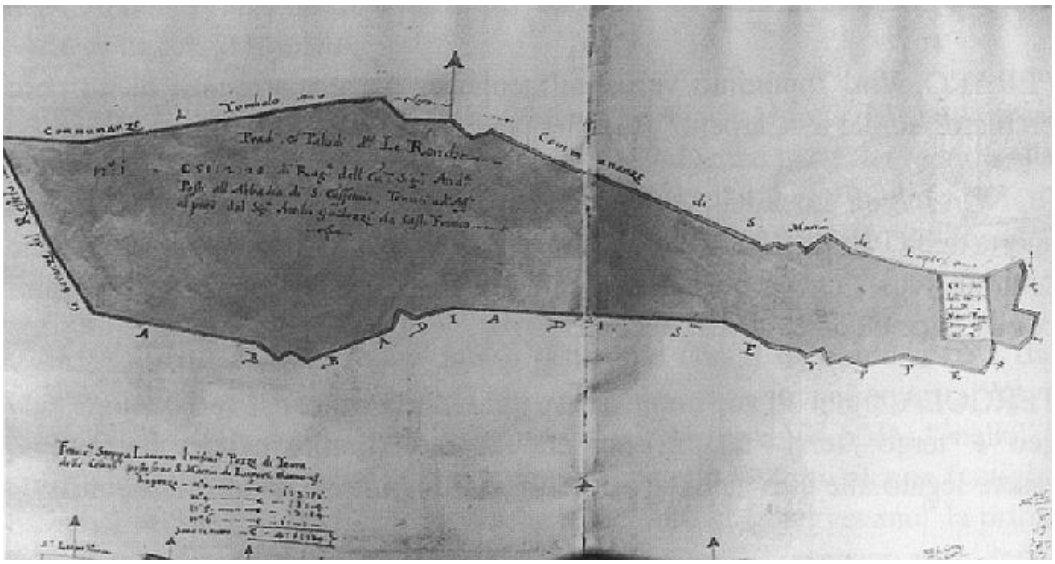


Fig. 3.16 – Mappa della località Mira (toponomastico non più in uso che si riferisce ad un'area di confine tra il Comune di Tombolo, il Comune di S. Martino di Lupari e Villa del Conte nell'Alto Padovano) nel 1674; "Pradi e paludi detti Le Ronche[1]" . Questo documento testimonia la presenza di aree boscate nella zona delle risorgive. (Andretta, 1999; p.116)

Mentre i corsi d'acqua di risorgiva, caratterizzati da portate abbastanza costanti, erano sfruttati per l'attività molitoria, i boschi costituivano importanti riserve di legname da opera e da fuoco; d'altra parte, come tutti i boschi di pianura, anch'essi erano soggetti alla tutela imposta dal governo veneziano qualora presentassero roveri, e queste sicuramente non mancavano nelle zone con falda meno superficiale, come dimostra ancor oggi la vegetazione delle sorgenti del Sile o dell'area umida di Bolzonella.

Il conservatorismo dei proprietari terrieri e della società rurale, la scarsa presenza della mezzadria e l'arretratezza del sistema amministrativo e annonario impedirono nel tempo la diffusione e lo sviluppo di nuove tecniche e tecnologie agricole bloccando così anche la crescita dell'agricoltura veneta che si agganciò timidamente alla rivoluzione agricola, da secoli cominciata in Inghilterra, solo dall'800 quando la Serenissima non esisteva più (Susmel, 1988). Nel corso del '700 ormai Venezia si avviava infatti ad una lenta agonia: accanto alla crisi dei commerci con l'Oriente iniziata già nel '500 con l'espansione turca nel Mediterraneo orientale, ma divenuta ormai inesorabile a causa delle nuove rotte commerciali aperte attraverso gli oceani dalle grandi flotte navali europee, anche la terraferma cominciava a dare segni di spossatezza avendo ormai raggiunto i limiti della sostenibilità in termini

[1] Le "ronche" (o "ronchi") erano aree con molta vegetazione arborea ed arbustiva utilizzate per la raccolta di legna da ardere (tagliata appunto con la 'ronca').

produttivi. Le guerre succedutesi durante i secoli XVII-XVIII e le crescenti difficoltà di approvvigionamento da terre straniere probabilmente ormai impoverite, costrinsero il governo veneto ad un forte sfruttamento della terraferma e dei suoi rovereti la cui qualità ed estensione cominciarono rapidamente a decadere[1]. D'altra parte, la crisi generale dello Stato si rifletteva in un progressivo sfacelo e lassismo delle istituzioni locali e dell'amministrazione pubblica con conseguente aumento di abusi, furti e svellimenti sui boschi che spinsero il governo veneziano all'emanazione di varie leggi nel corso del '700.

Era ormai troppo tardi: nel 1797 la Serenissima cadde sotto il dominio austriaco e ciò decretò la fine dei suoi rovereti (Tabella 3.2).

TAB. 3.2 – Superfici boscate nella pianura veneta secondo il catasto Contarini[2] (1740)

Distretti catasticati	Superficie boscata (ha)
Motta di Livenza	595
Oderzo	208
Portobuffolè	460
Trevisana	1268
Mestrina	1305
Conegliano	417
Asolo	54
Padova e Vicenza	353
TOTALE	4660

(Susmel, 1994)

Il XIX secolo fu segnato da successive dominazioni: prima quella napoleonica con il Governo Italico e poi quella austriaca con il Lombardo-Veneto; la stabilità politica arrivò solo con l'annessione del Veneto al Regno d'Italia nel 1866.

Le alterne vicende politiche sicuramente non favorirono l'economia veneta ed è un dato oggettivo la condizione di miseria in cui versavano allora le popolazioni delle campagne, condizione da cui la regione si sarebbe risollevata solo nel secolo successivo dal secondo dopoguerra.

[1] La guerra contro i turchi per difendere l'isola di Candia costrinse il governo veneziano a cercare fondi per i necessari finanziamenti. Tra il 1646 ed il 1649 lo Stato decise di far fronte alle crescenti necessità finanziarie con la vendita dei boschi superflui ai bisogni dei Comuni: si scatenarono abusi e frodi; "la maggior parte delle montagne del Vicentino, del Feltrino e del Bellunese rimase allora spogliata del manto silvano e così accadde alle più belle foreste del Friuli, del Trevisano, del Mestrino e del Padovano nonostante le provvidenze […] con cui il Senato cercò tardivamente e fiaccamente di opporsi anche togliendo i boschi pubblici ai Comuni per restituirli al Magistrato alle legne (1675,1694)." (Susmel, 1994)
Ormai però il danno era stato fatto e presto gli effetti di tanto disastro non mancarono di manifestarsi.

[2] Rispetto al catasto Surian (1569-70), mancano i distretti di Feltre-Belluno (Val Belluna), Verona, Noale e Serravalle. Anche per Padova e Vicenza la catasticazione è stata solo parziale.

Durante l'800 l'agricoltura non subì grandi evoluzioni se non l'inizio della meccanizzazione, poco dopo il 1850, che fece il suo primo debutto nelle bonifiche e nelle arature. In realtà, le prime trattrici a ruote e le prime mietitrebbie cominciarono ad operare nei campi solo nel 1930 e la piena meccanizzazione si sarebbe avuta solo nella seconda metà del '900 (Susmel, 1988). Di fatto, almeno fino ai primi decenni del '900 la pianura veneta continuò ad essere coltivata secondo tradizione con i campi chiusi delimitati da siepi e alberate, le vigne, i prati stabili, le foraggere, il mais e gli altri cereali (Figura 3.17 e 3.18). Secondo Trevisan (1980) nell'Alto Padovano dell'800 la superficie agro-forestale era costituita da prati (15% ca.) ma soprattutto da seminativi (80% ca.) con il tipico campo arborato-vitato a coltura promiscua (Sarzo *et al*., 1997; p.180).

Come accennato, l'800 fu anche un secolo di grandi bonifiche e dissodamenti, interventi che interessarono vaste superfici e attraverso i quali i vari governi succedutisi tentarono di porre rimedio alla fame di terra, dettata dalla miseria diffusa, e di ridurre l'incidenza della malaria[1] (Tabella 3.3 – 3.4).

TAB. 3.3 – Estensione di paludi, laghi, stagni e risaie al 1865 (Rallo e Pandolfi, 1988; p.19, mod.)

Regioni	Superficie (Km^2)	Paludi e stagni (ha)	Laghi (ha)	Risaie (ha)
VENETO	23.463	128.410	-	25.467
EMILIA-ROMAGNA	20.515	135.514	52.849	14.115
LOMBARDIA	23.526	69.909	26.948	100.451
PIEMONTE	29.268	29.678	17.579	51.687

TAB. 3.4 – Estensione delle bonifiche al 1891 (Rallo e Pandolfi, 1988; p.20, modif.)

Regioni	Superficie (Km^2)	Bonifiche (ha)	
		ultimate	residue
VENETO	24.548	69.988	72.755
EMILIA-ROMAGNA	20.640	55.224	35.932
LOMBARDIA	24.317	-	-
PIEMONTE	29.378	2	-

[1] La malaria causò 21.000 morti in Italia nel solo 1887 (Rallo e Pandolfi, 1988).

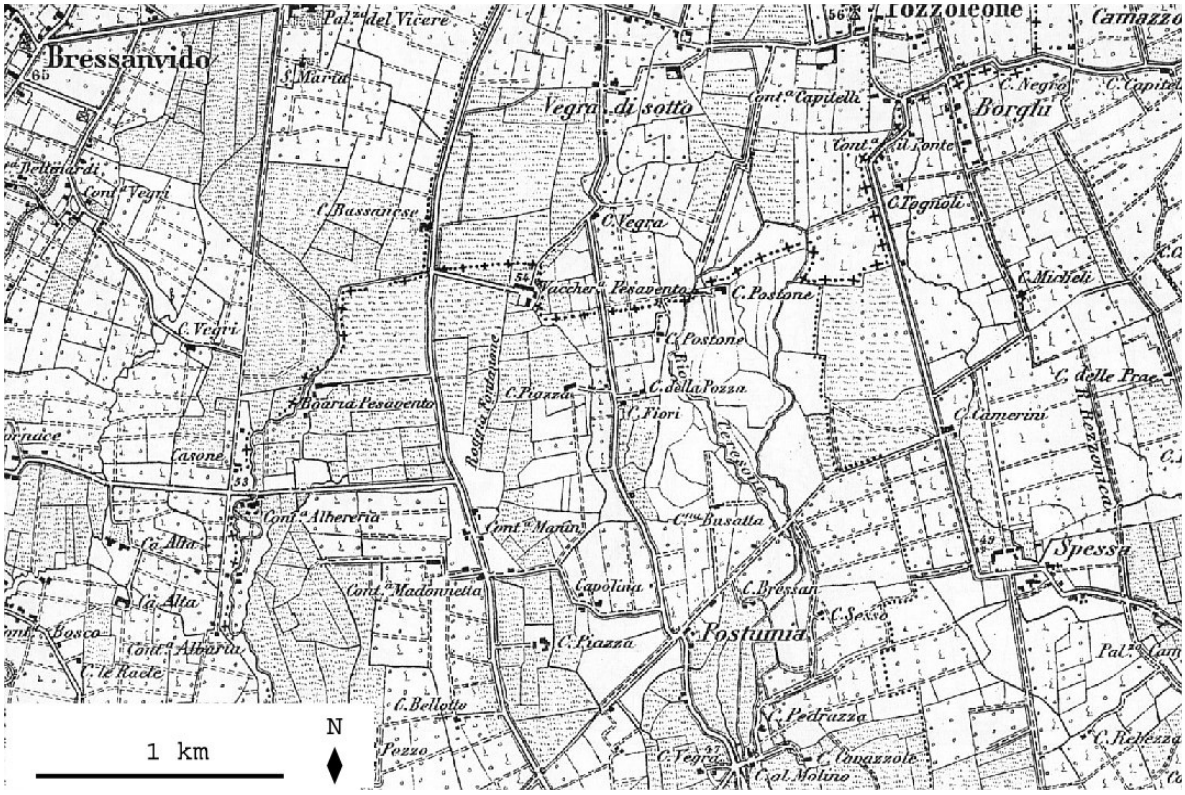


Fig. 3.17 – Alta pianura veneta nei pressi di Bressanvido (VI) nel 1890: si notino le vaste superfici a prato stabile. (Tavola IGM; Università di Padova, Dipartimento di Geografia; modif.)

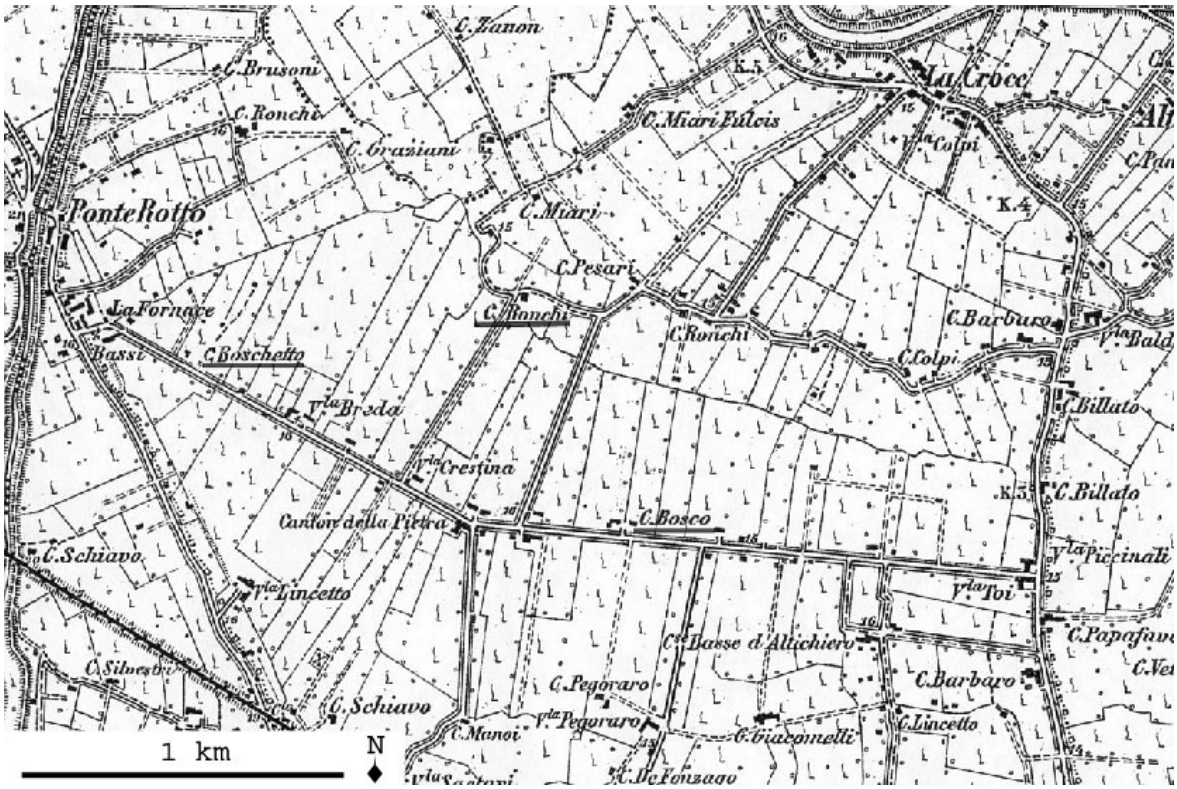


Fig. 3.18 – Bassa pianura a nord della città di Padova nel 1890: si notino i campi coltivati con la tradizionale piantata di vite maritata. I toponimi evidenziati (C. Ronchi, C. Bosco ecc..) rievocano una situazione ambientale antecedente completamente diversa; si noti la presenza della fornace accanto al bosco ormai scomparso. (Tavola IGM; Università di Padova, Dipartimento di Geografia; modif.)

Le grandi bonifiche dell'800 interessarono soprattutto le terre comprese tra i fiumi Adige e Po (le cosiddette "terre vecchie" Polesane) e introdussero nel paesaggio agrario veneto la sistemazione "alla ferrarese" caratterizzata da campi rettangolari molto lunghi, delimitati da scoline permanenti e da cavedagne, e dalla totale assenza di alberature.

Le bonifiche interessarono invece solo marginalmente le zone di risorgiva dove anche durante il XIX secolo continuarono a diffondersi i prati umidi e talvolta la risicoltura (Figura 3.19-3.20-3.21), sempre a scapito delle residue paludi boscate (Mattana, 1988).

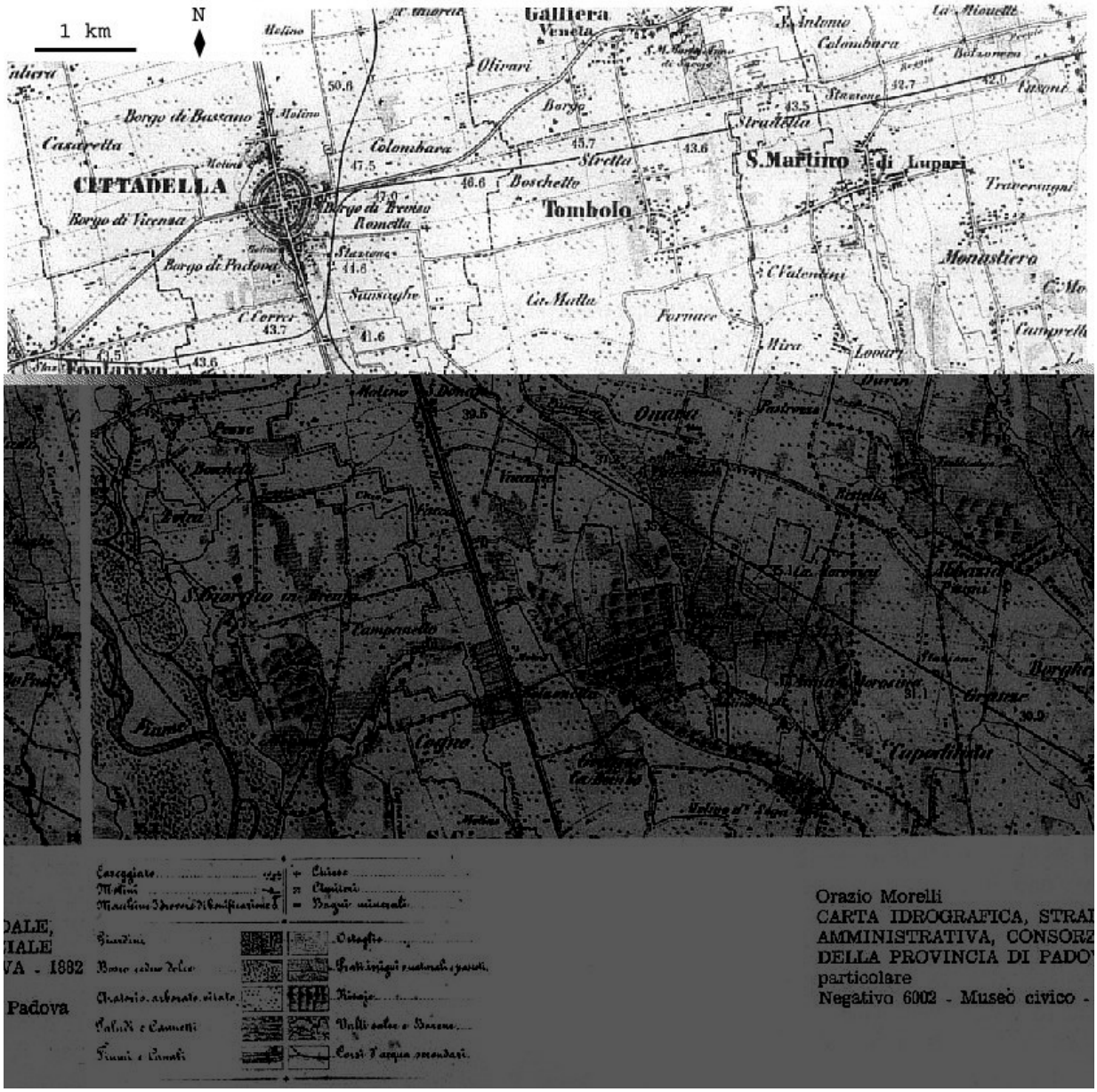


Fig. 3.19 – Fascia delle risorgive nell'Alto Padovano nel 1882; si può notare la grande diffusione di prati umidi e risaie. (Abrami, 1984; p.57; modif.)

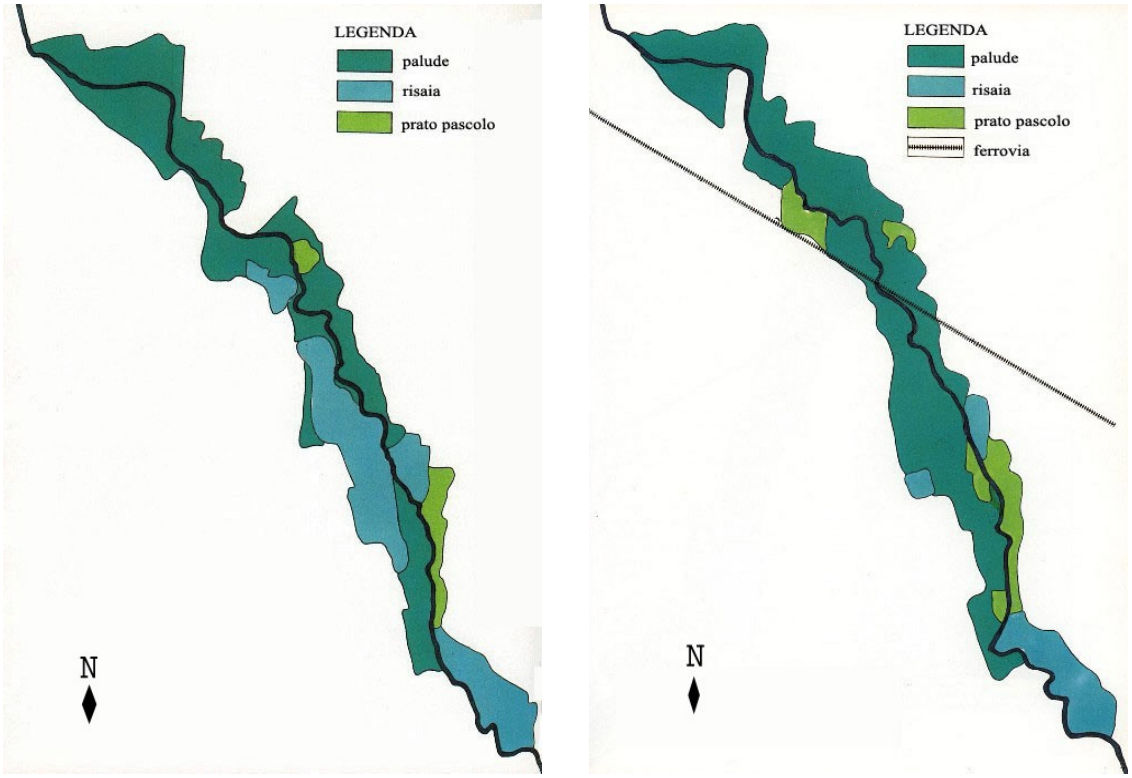


Fig. 3.20 – La Palude di Onara (PD) nel 1808 (Catasto Napoleonico), a sinistra, e nel 1877 (Catasto Austro-Italiano), a destra; si possono notare una riduzione della superficie a risaia, riconquistata dalla palude, ed una parziale rettificazione del fiume Tergola; l'area umida continua però ad occupare una superficie complessiva più o meno costante e ciò è indice di scarsi interventi bonificatori. (Abrami e Camuffo, 1994; p.42-43; modif.)

Fig. 3.21 – Territori attraversati dal fiume Sile in corrispondenza delle paludi di Morgano (TV) nel 1906. Si notino le vaste superfici ancora occupate da prati umidi o palude. (Tavola IGM; Università di Padova, Dipartimento di Geografia; modif.)

Purtroppo i dissodamenti non risparmiarono i rovereti della Serenissima che, tanto odiati dalle popolazioni locali, in poco più di un secolo furono quasi totalmente eliminati dal paesaggio rurale[1]. L'elemento bosco progressivamente scomparve dalla pianura veneta; la fame non lasciava spazio ad elementi inutili: solo le siepi campestri furono conservate perché fondamentali per l'esistenza delle popolazioni rurali; i boschi rimasti furono risparmiati alla distruzione (ma comunque ridotti all'osso) o perché proprietà comuni destinate alla produzione di legna da ardere o perché inclusi nelle proprietà, spesso nei parchi delle ville, dei grandi proprietari terrieri eredi dell'antica nobiltà veneta, oppure perché localizzati in zone marginali, difficilmente utilizzabili a scopi agricoli (come nelle bassure delle aree di risorgiva).

Se si osservano le tavole topografiche realizzate dall'IGM nel 1880-'90 si può notare come allora la pianura veneta centro-orientale fosse ancora ricca di boschi nella fascia perilagunare, soprattutto tra i fiumi Dese e Zero e tra il Sile ed il Vallio (Figura 3.22-3.23). Fra tutti spiccavano (Zanetti, 1985):

- "Bosco lungo" (a nord dell'abitato di Dese, con una superficie di circa 200 ha);
- "Bosco della Motta" (a est del primo, con un'estensione valutabile in 100 ha);
- "Bosco di Ca' Tron" che occupava una superficie di oltre 400 ha a nord-est del Musestre;
- "Bosco S. Marco" a S. Maria di Campagna, presso Cessalto;
- "Bosco Olmè" (circa 70 ha, a sud di Cessalto);
- bosco di Ceggia (a sud di Cessalto);
- bosco di Musil di Sotto (meno di 70 ha, a nord dell'omonimo abitato);
- "Bosco Savorgnano" (circa 200 ha, alla sinistra del fiume Lison);
- "Bosco della Brandisciola" (oltre 300 ha tra Lison, Belfiore, Giai di Spadacenta, Corbolone e Loncon);
- "Boschi di S. Biagio" (oltre 150 ha complessivi, tra Pramaggiore e Portogruaro);
- "Bosco di Lison" (circa 100 ha, a est dell'abitato omonimo);
- "Boschi di Casai di Tau" (circa 100 ha complessivi, a nord-est di Lison).

[1] Non furono risparmiati neppure i rovereti di collina tra cui il famoso Bosco del Montello che nel 1892, anno della sua distruzione (prevista dalla legge Bertolini per dare nuova terra coltivabile a 2.400 famiglie locali), copriva ancora una superficie di 6.230 ha. Fu la fine di uno dei più bei querceti d'Europa, oggi sostituito da un banale robinieto che nasconde le case coloniche ormai da tempo abbandonate "per la difficile conduzione colturale, quasi sempre antieconomica" (Zanetti, 1985; p.85).

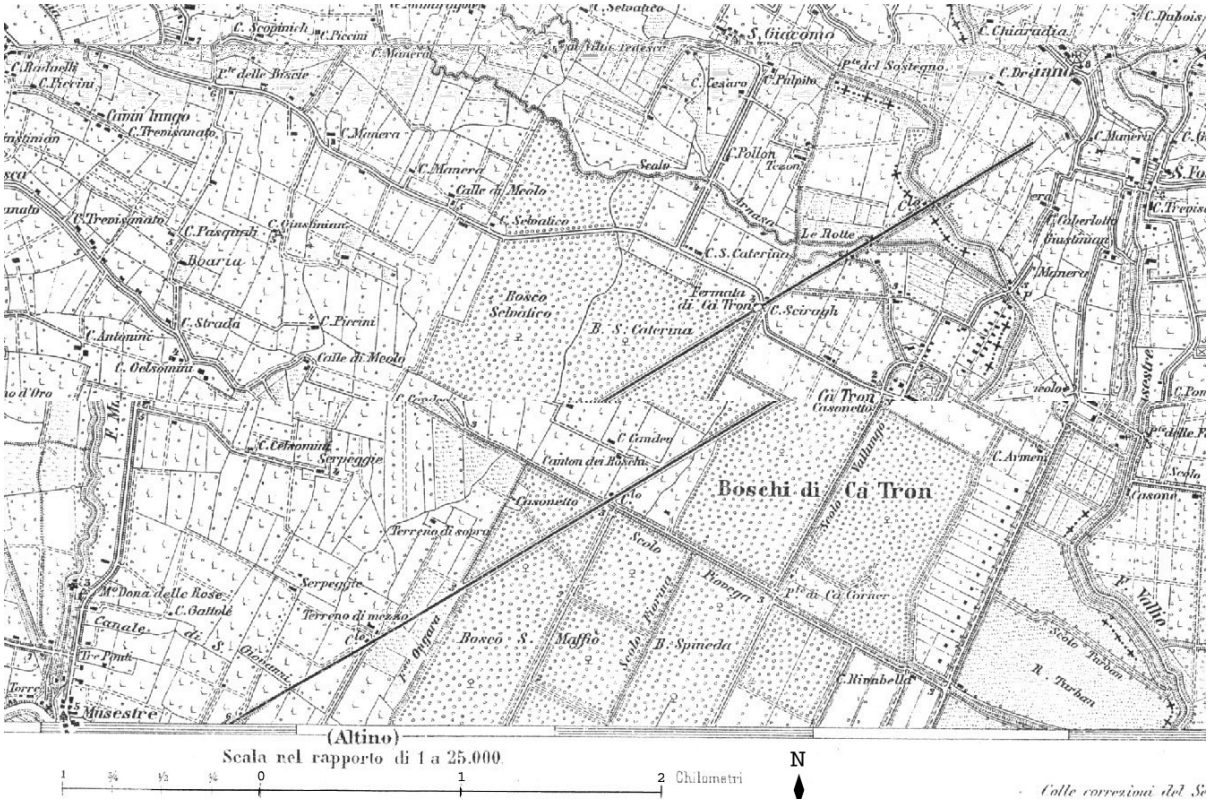


Fig. 3.22 – Boschi di Ca' Tron (ex Boschi di Musestre; Roncade, TV) nel 1903. (Tavola IGM; Università di Padova, Dipartimento di Geografia; modif.)

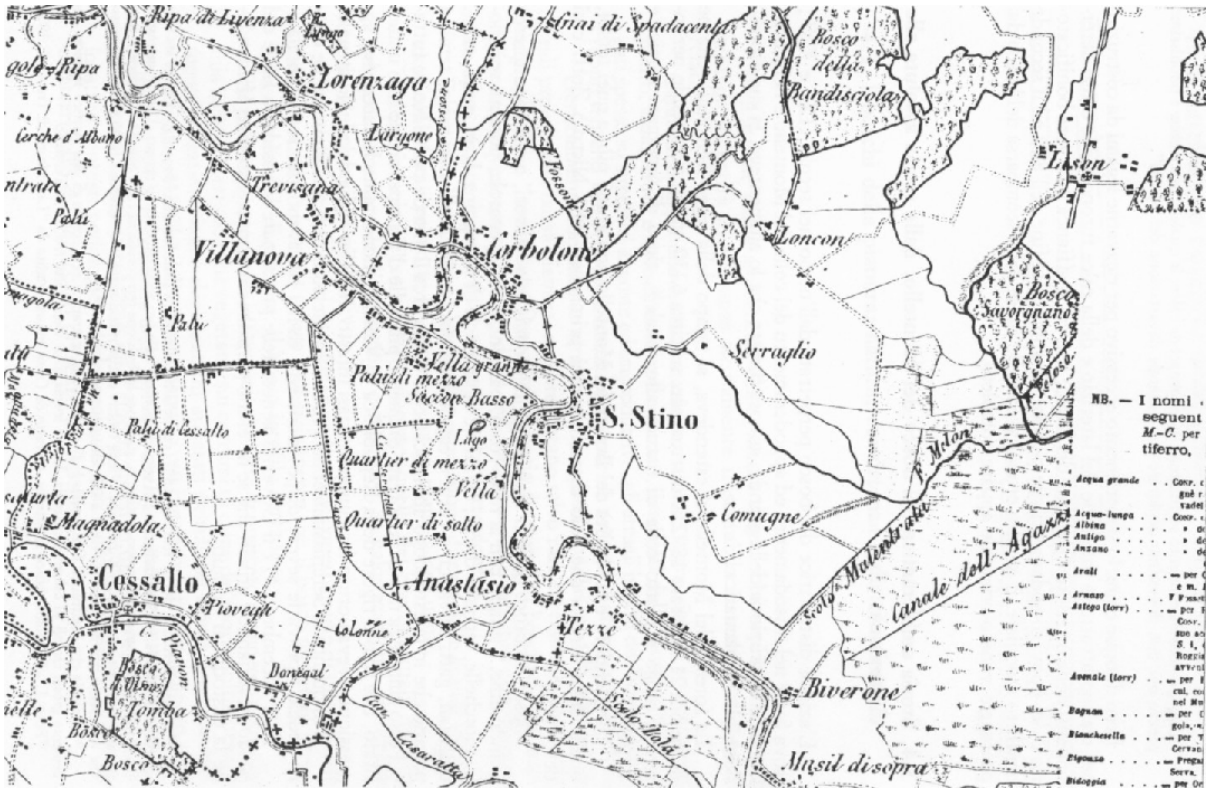


Fig. 3.23 – Territorio di S. Stino di Livenza (VE-TV) nel 1870. Particolare della carta "Topografia della Provincia di Treviso" di Cassinis (1876) . (Zanetti, 1985; p.83; modif.).

Nell'opera "Quadro statistico dei boschi della Provincia di Treviso" (Tabella 3.6) Giovanni Alvise Semenzi descrive le caratteristiche del patrimonio forestale della pianura veneto-orientale della seconda metà dell'800 mettendo in evidenza come i boschi fossero sottoposti ad un eccessivo sfruttamento per la produzione di legname da costruzione e di combustibile per le fornaci:

prima di giungere alla pianura, ove il terreno argilloso offre materiali da mattoni, tegole e vasi di terra […], a questa provincia porge abbondantissimo carbonato di calcare, il quale si impiega ed in iscambio di pietrecotte nelle murature dei prossimi villaggi, e siccome elemento sceltissimo nelle fornaci da calce; la quale si otterrebbe a buonissimo prezzo ove non dovessimo deplorare una generale devastazione dei boschi. (Zanetti, cit.; p.82).

Il XX secolo si aprì sulla pianura veneta con un rinnovato fervore bonificatorio che ebbe la sua massima espressione negli anni 1922-'38 (Tabella 3.5). Nello stesso periodo imponenti lavori di bonifica furono eseguiti nei seguenti comprensori:

- destra del Sile e della Piave Vecchia ha 47.371
- fra il Piave, il Sile, la Piave Vecchia ed il mare ha 17.862
- fra il Piave Nuovo e la Livenza Viva (o Brian) ha 25.674
- delta Polesano in sinistra del Canal Bianco e del Po di Levante ha 57.041

TAB. 3.5 – Estensione delle bonifiche al 1927 (Rallo e Pandolfi, 1988; p.21, modif.)

Regioni	**Superficie (Km^2)**	**Bonifiche (ha)**			*Totale*
		ultimate	**in corso**	**da effett.**	
VENETO	25.436	177.892	79.341	331.429	588.855
EMILIA-ROMAGNA	22.117	235.805	146.491	193.552	575.748
LOMBARDIA	23.809	45.842	58.946	18.935	123.723
PIEMONTE	29.357	22	-	-	22

Gli interventi bonificatori della prima metà del '900 furono accompagnati anche dalla generalizzata eliminazione dei residui rovereti planiziali (Figura 3.24) cui contribuirono non poco le due guerre mondiali: i boschi furono sfruttati intensamente dalle stremate popolazioni rurali per la produzione di legna da ardere e durante la seconda guerra furono spesso totalmente rasi al suolo (talvolta con successivo dissodamento) per contrastare le formazioni partigiane che in essi si nascondevano.
Fu così che perirono definitivamente i grandi rovereti dell'antica Serenissima.

Tab. 3.6 – Patrimonio forestale della pianura veneto-orientale nella seconda metà dell'800. (Semenzi, 1864: Quadro statistico dei boschi della Provincia di Treviso; in Zanetti, 1985, p.80-81; modif.)

Riparto	Distretto	Denominazione del Bosco	Superficie in pertiche cens.	Prodotto del legname in metri cubi: marina	Prodotto del legname in metri cubi: sociale	Essenza Predominante: ad alto fusto	Essenza Predominante: a ceduo	Numero degli alti fusti	Osservazioni
Conegliano	Conegliano	Vizza di costa	117,94	—	8,00	Quercia rovere peduncolata ed olmo in poca quantità.	Avelano, carpine e spini	5780	Le piante d'alto fusto sono trattate per decimazione, ed il ceduo e cespuglio per taglio raso.
		Barzi Barlungo	1374,55	18,99	27,00	Quercia peduncolata e poco olmo	Carpine, avellano, acero campestre, frassini, e spini	75761	
	Oderzo	Albina grande	354,03	7,00	14,00	id.	id.	27905	Di regola ogni decennio si fa il taglio del cespuglio coll'espurgo e diradamento del legname di alto fusto, nonchè col taglio delle piante mature da utilizzare le quali di preferenza vengono destinate agli usi della marina, e tagli straordinari pei bisogni della marina hanno troppo spesso introdotto delle irregolarità nel sistema decennale.
		Albina piccola	121,31	1,50	3,00	id.	id.	6552	
		Lutrano	105,45	2,00	2,00	id.	id.	4465	
		Fai Bassie	565,38	7,00	10,00	id.	id.	25440	
		Vizza Mansuè	651,00	11,00	14,00	id.	id.	40806	
		Bai di villa lunga	126,25	1,50	1,50	id.	id.	5415	
		Moggia	155,01	4,00	5,00	id.	Fossagine, carpine	7600	
		Bigole	70,40	1,00	1,50	id.	Stafilea piumata avellano e spini	3000	
	Motta	Redigole	94,28	1,50	10,00	id.	id.	12038	
		Vanzo	121,74	1,00	5,00	id.	Avellano e spini	5820	
		Comugne Bazzole	289,50	2,50	5,00	id.	Carpine, avellano	9240	
		Longon	66,84	—	0,50	id.	e spini	668	
		Bandazzo	154,43	2,00	4,00	id.	id.	6056	
		Run	254,14	1,00	10,00	Olmo, quercia, frassino	id.	35745	
		Olmè	664,22	7,00	7,00	id.	Carpine, acero,	32545	
		San Marco	1142,28	20,00	13,00	id.	avellano e spini	100915	
		Corner	139,76	2,00	1,00	id.	id.	7212	
		Bar di Sala	171,58	2,50	1,00	id.	id.	5345	
		Comugna di Sorgo	110,77	1,50	1,50	id.	id.	7376	
		Vizzola	109,41	0,50	1,00	id.	id.	6132	
		Gujetta	10,20	0,10	0,20	id.	id.	400	
		Totale del riparto di Conegliano	6943,47	94,60	145,20			432214	
	Montebelluna	Fagarè	1461,05	38,00	75,00	Quercia rovere eschio e lanuginosa	Carpine e avellano	38150	
		Colbertolotto	49,99	—	5,00	—	Rovere e castagno	—	
	Asolo	Collibert	213,10	6,00	4,00	Quercia eschio	id.	11500	
		Col Zanel	38,00	3,00	1,80	Quercia rovere	Rovere e carpine	1920	
		Guizza di Monfumo	88,24	6,00	3,00	id.	id.	5080	
		Peccole di Castelcucco	106,50	—	14,00	id.	id.	270	
		Col della Tesa	45,66	—	4,50	id.	id.	410	
		Fassa Piana	24,40	—	4,00	id.	id.	120	
		Quizza grande	158,60	—	11,00	id.	id.	680	
		Quizzetta	79,50	—	6,00	id.	id.	130	
		Quizza Pelizzona	112,48	—	9,00	id.	id.	420	
		Stalcirona	83,00	—	11,00	—	Rovere	—	
		Totale del riporto di Montebelluna	2460,52	53,00	148,50			58680	
Montello	Montebelluna			2097,00	6774,00	Quercia peduncolata rovere lanuginosa, e qualche cerro	Faggio castagno o carpine	460000	
		Montello	62300,00						

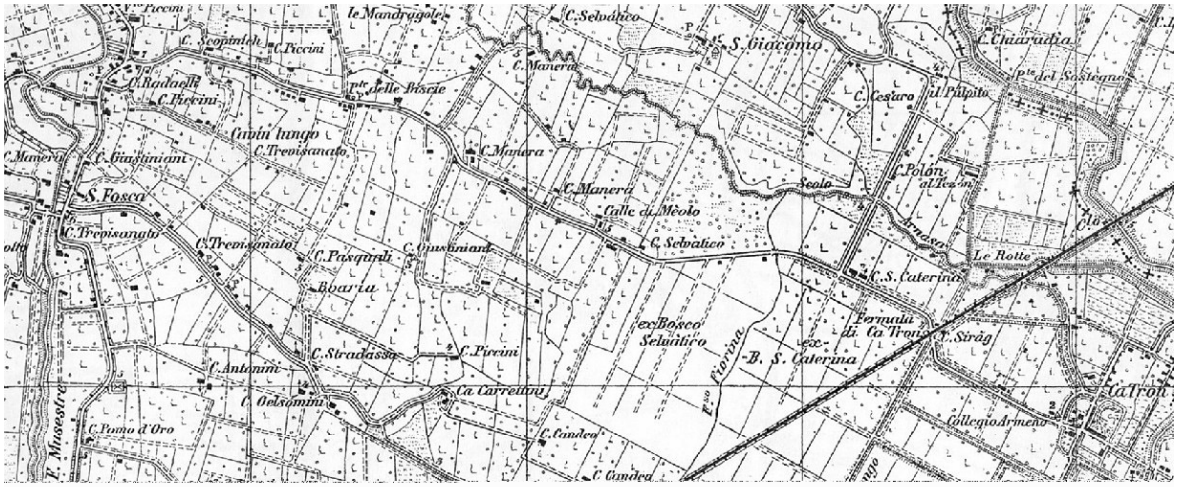


Fig. 3.24 – Boschi di Ca' Tron (TV). Nel 1935, ormai ben poco restava dell'antico grandioso bosco di Ca' Tron e ancor meno sarebbe rimasto nel secondo dopoguerra. (Tavola IGM; Università di Padova, Dipartimento di Geografia; modif.)

Le bonifiche interessarono anche la fascia delle risorgive[1] dove prati umidi e risaie subirono una forte riduzione per lasciar posto ai campi coltivati mentre il reticolo idrografico veniva profondamente alterato (Figura 3.25) e scomparivano i mulini (Mattana, 1988). Tuttavia, almeno per l'Alto Padovano, verso la metà del secolo Marchesoni (1959) poteva ancora scrivere (in Sarzo *et al*., 1997; p.179) (Figura 3.26):

numerosi sono i frammenti di boscaglia ad Acer campestre, Alnus glutinosa, Ulmus campestris, Rhamnus frangula tra S. Giorgio in Bosco e Cittadella, di boschi a carpino e farnia nei parchi di alcune ville della stessa zona.

[1] Dall'Archivio Parrocchiale di Borghetto (PD), 4 gennaio 1939 XVII E.F: "Autorità hanno constatata in Borghetto essere una zona necessaria di bonifica e che la stanno attuando, in modo da portare un vero reale vantaggio a molti terreni che si trovano a destra e a sinistra dei due corsi d'acqua Vandura e Vandurella" (Andretta, 1999; p.90).

Fig. 3.25 – Sorgenti del Sile: sistema idrografico al 1903 (sopra) e al 1968 (sotto). Si notino canalizzazioni e rettificazioni. (Mattana, 1988; p.131-132; modif.)

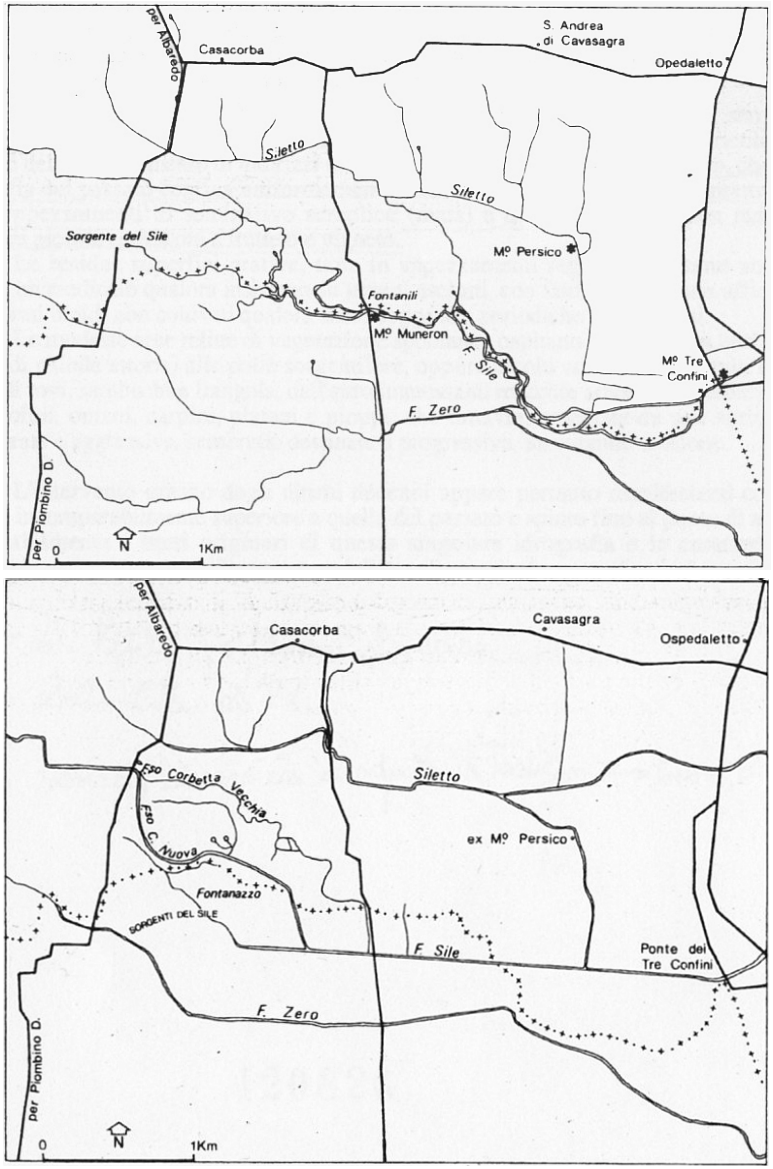


Fig. 3.26 – Palude di Onara (parte settentrionale): foto aerea del 1955. (Università di Padova, Dipartimento di Geografia; modif.)

La seconda metà del '900 è stata caratterizzata da grandi trasformazioni che hanno segnato profondamente il paesaggio veneto facendogli assumere i caratteri attuali: lo sviluppo economico e demografico, l'industrializzazione e l'espansione urbana hanno coinvolto anche l'ambiente rurale ponendo fine ad equilibri sopravvissuti per millenni.

A partire dagli anni '50 comincia a svilupparsi l'agricoltura moderna con la meccanizzazione, l'uso dei fertilizzanti chimici, degli antiparassitari, dei diserbanti di sintesi e delle varietà superproduttive selezionate in laboratorio; si sviluppa un'agricoltura sempre meno attenta all'ecologia del territorio, fondata su enormi apporti energetici dall'esterno e sulla dipendenza dall'industria (Susmel, 1988). Anche la prima PAC sicuramente contribuisce a questo processo attraverso gli incentivi alla produzione che spingono gli agricoltori a sfruttare al massimo ogni metro quadrato disponibile.

La diffusione di grandi macchine agricole che richiedono campi di ampie dimensioni, l'accorpamento delle proprietà agricole[1] e il venir meno dell'importanza della legna da ardere, rapidamente sostituita dai combustibili fossili, determinano la crisi delle tradizionali sistemazioni agrarie e soprattutto delle siepi campestri, ormai considerate elementi inutili che sottraggono spazio e luce alle colture e che ospitano parassiti dannosi alla produzione. Il paesaggio rurale perde così gli ultimi elementi di naturalità ancora presenti (Figura 3.27) che talvolta però rimangono, grazie soprattutto alle tradizioni locali e alla presenza di piccole proprietà, per subire una nuova rivalutazione solo negli ultimi anni.

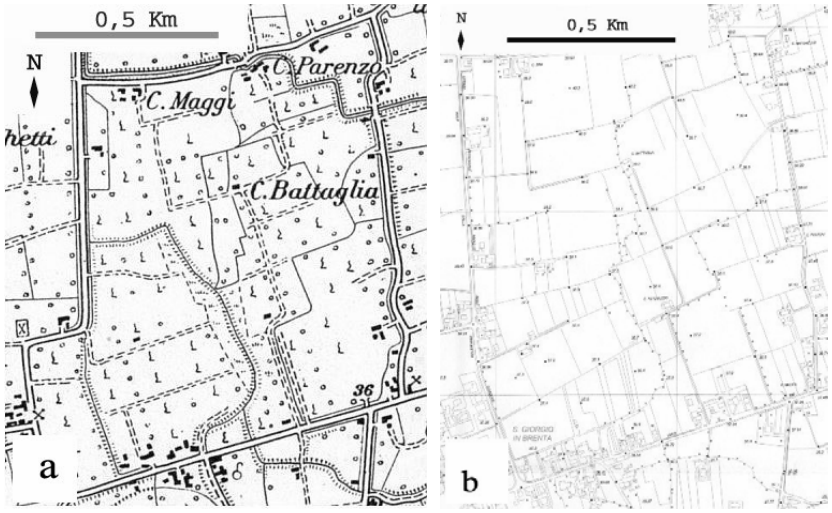


Fig. 3.27 – Area agricola presso S. Giorgio in Brenta (PD) nel 1953 (a - IGM) e nel 1990 (b - CTR). Si noti la diminuzione delle siepi campestri che rimangono solo lungo i corsi d'acqua e la scomparsa della tradizionale 'piantata' associata alla crisi della coltivazione della vite. (Università di Padova, Dipartimento di Geografia; modif.)

Le leggi del mercato mettono in crisi la viticoltura che tende a concentrarsi sulle aree collinari mentre in pianura si diffondono i campi di mais (Figura 3.28) e barbabietola da zucchero che rapidamente soppiantano anche gli altri cereali. D'altra parte, l'allevamento zootecnico

[1] Negli ultimi quarant'anni in Veneto il numero di aziende agricole è diminuito del 30%: ciò significa che, nonostante la contemporanea diminuzione della superficie agricola, ci sono meno aziende che hanno ciascuna più terreno a disposizione (FBSR, 2003).

stabulato tende a separarsi da quello vegetale concentrandosi in grandi aziende a sé stanti, completamente svincolate dal territorio circostante e che acquistano foraggio prodotto in altre regioni. Solo nell'alta pianura tendono a persistere ampie estensioni a prato stabile; nella bassa pianura i campi di erba medica si riducono sempre più mentre lungo i corsi d'acqua si diffondono i pioppeti, unico elemento che giunge ad interrompere la monotonia del piatto paesaggio rurale.

I querco-carpineti relitti, già ormai miseri ricordi del passato, perdono rapidamente le siepi che da essi si sviluppano verso i campi limitrofi e la loro superficie viene continuamente erosa, almeno fino agli anni '70-'80 quando il riconoscimento del loro valore ecologico determina l'imposizione del vincolo idrogeologico e paesaggistico.

Le grandi bonifiche continuano, anche se con minor forza rispetto alla prima metà del '900, almeno fino agli anni '70 con il prosciugamento di vaste superfici vallive del Delta del Po e della Laguna di Venezia (Rallo e Pandolfi, 1988). Ma le bonifiche ora interessano profondamente anche le aree di risorgiva, favorite per di più da un fenomeno tanto grave quanto nascosto: l'abbassamento della falda freatica (Abrami, 1984). Le cause di tale fenomeno risiedono nei forti emungimenti per uso agricolo ed industriale effettuati nell'alta pianura, negli sbarramenti fluviali realizzati nei bacini montani nonché nelle numerosissime cave di ghiaia che qui si diffondono rapidamente interessando spesso gli stessi alvei fluviali con conseguente abbassamento del letto dei fiumi e sconvolgimenti nell'assetto idraulico sotterraneo. Nel complesso si assiste ad una riduzione della portata delle polle di risorgiva e l'abbassamento della falda consente di destinare nuovi territori alla cerealicoltura; d'altra parte, anche nelle aree più umide si diffondono i pioppeti e spesso la purezza delle acque sorgive (ove non ancora messa in crisi dall'inquinamento profondo) viene sfruttata per l'itticoltura (Figura 3.28): i prati umidi e le paludi boscate diventano elementi sempre più rari.

Nel frattempo, nella bassa pianura continuano a diffondersi le cave, spesso nei terreni prima occupati dal bosco, per l'estrazione dell'argilla, come succede in vaste aree del Trevigiano e del Veneziano: si creano cosi nuove aree umide artificiali che spesso vanno a costituire nuovi importanti biotopi, triste surrogato della natura che fu; talvolta invece, le cave esaurite vengono trasformate in discariche, spesso abusive, dove soprattutto negli anni '80 vengono smaltiti rifiuti di ogni genere (Figura 3.28).

Le conseguenze di questi processi che hanno interessato l'agricoltura veneta negli ultimi 50 anni sono visibili oggi nella semplificazione del paesaggio rurale, sempre più spesso occupato dal deserto agricolo delle monocolture in cui la natura non ha nessuno spazio e la biodiversità è ridotta ai minimi termini, mentre anche le poche aree marginali rimaste sono occupate

soprattutto da vegetazione esotica. Ma le conseguenze sono tangibili anche nel profondo degrado della qualità dei suoli e delle acque, sia superficiali che sotterranee, nei gravi fenomeni di eutrofizzazione e di inquinamento batterico che negli scorsi anni sono giunti sino alla laguna di Venezia e alle acque costiere con gravi conseguenze per il turismo balneare oltre che per l'ecologia degli stessi sistemi interessati. Fortunatamente la nuova PAC ha assunto una nuova posizione nei confronti del territorio agricolo riconoscendone il grande valore ambientale-culturale e favorendone quindi un suo recupero naturalistico a scapito di una produzione agricola ormai da decenni eccedentaria e divenuta ecologicamente insostenibile.

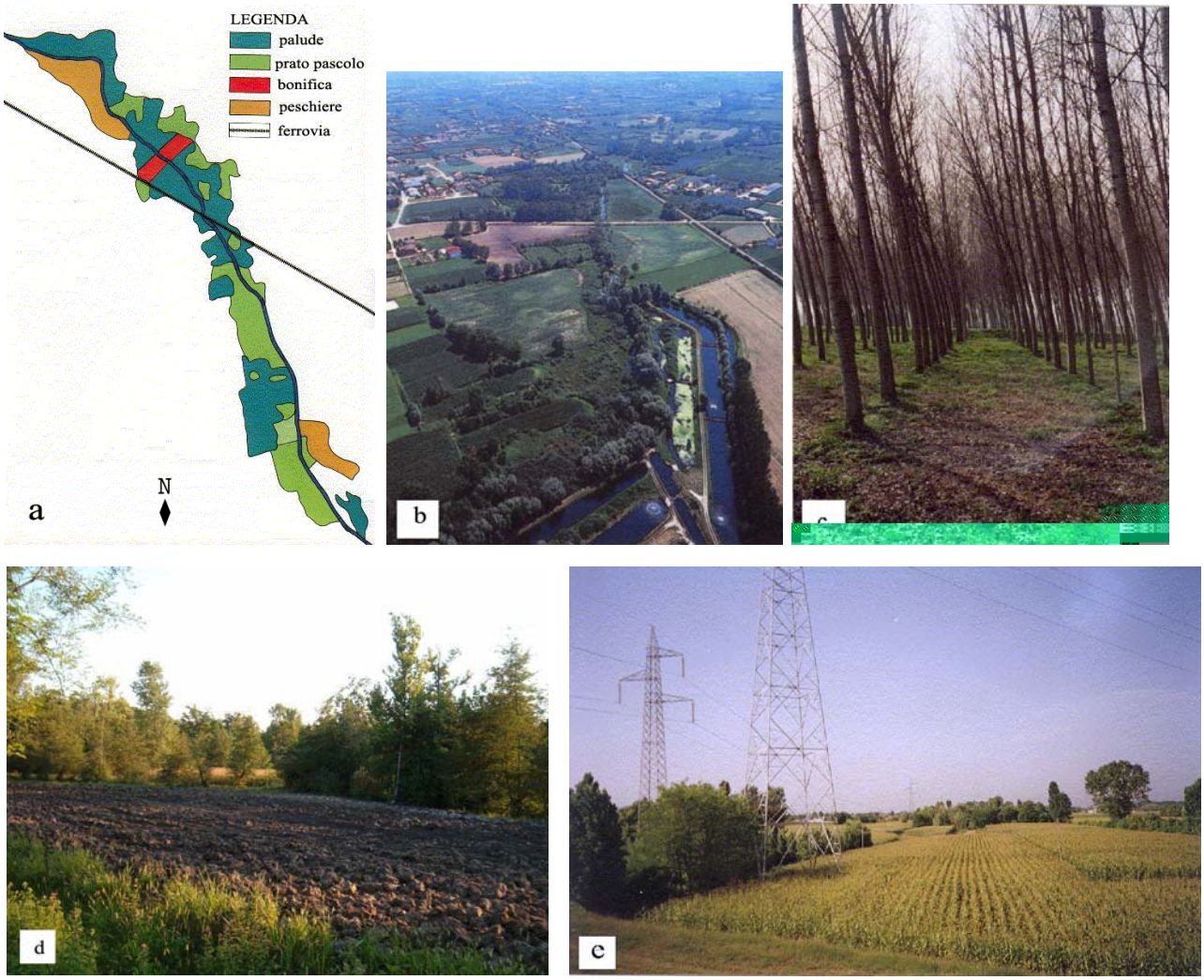


Fig. 3.28 – A. Ciò che resta della Palude di Onara (PD) oggi (Abrami e Camuffo, 1994; p.44; modif.); B. Veduta aerea della Palude di Onara e della peschiera (in basso) che ne occupa quasi tutta la parte settentrionale (Abrami e Camuffo, 1994; p.45; modif.); C. Pioppeto presso le sorgenti del fiume Sile (Torreselle di Piombino Dese, PD; foto Maniero); D. Area a prato dissodata per far posto alle colture cerealicole presso le sorgenti del fiume Sile (Torreselle di Piombino Dese, PD; foto Sartore); E. Monocolture di mais, elettrodotti e, sullo sfondo, ex cava utilizzata negli anni '80 come discarica oggi dismessa e ricoperta da vegetazione arborea pioniera (Vigonovo, VE; foto Zinato).

Un altro fenomeno che ha profondamente alterato il paesaggio veneto negli ultimi decenni è rappresentato dalla diffusione e densificazione degli insediamenti residenziali e produttivi nelle campagne.

La densità media di abitanti nel Veneto è di 245 unità per kmq, ma se si considera l'area centrale, i cui vertici baricentrici sono le città di Treviso, Venezia, Padova, Vicenza e Bassano del Grappa, essa assume un valore più che doppio (FBSR, 2003).

In quest'area:

- vi sono 170 comuni sui 580 totali, pari al 29,3% dei comuni del Veneto e al 25,8% del territorio;

- risiede il 50,7% della popolazione del Veneto, pari a 2.278.596 abitanti;

- è presente il 51,4% delle unità locali produttive dell'industria, del commercio e dei servizi;

- è presente il 47,2% delle abitazioni totali (930 mila su 1.970 mila) delle quali 850 mila occupate (91,4%) e 80 mila non occupate (8,6%);

- è presente il 29,4% dei centri abitati del Veneto, il 33,9% dei nuclei abitati e il 43,7% delle case sparse;

- è presente il 44% delle aziende agricole ma solo il 25,9% della superficie agricola totale e il 30% della superficie agricola utilizzata (SAU);

- è presente il 36,2% dei seminativi, il 25,6% delle coltivazioni permanenti, 14,9% dei prati e pascoli e il 2,6% della superficie boschiva;

- la densità media è pari a 508 abitanti per kmq, ovvero più che doppia rispetto a quella media del Veneto (245 ab/kmq);

- si sono realizzati il 51,1% delle volumetrie residenziali e il 49,3% delle volumetrie non residenziali edificate nell'arco degli ultimi dieci anni;

- è presente il 50% della dotazione di mezzi automobilistici del Veneto con una densità di 274 auto per kmq;

- nel solo triangolo Venezia-Padova-Treviso sono localizzate 450 mila imprese, 3 mila sportelli bancari con 41 milioni di euro depositati: da qui parte il 22% delle esportazioni italiane.

(FBSR, cit.; p.74)

Il modello di distribuzione della popolazione nel territorio è un modello policentrico; esso non fa capo ad un'unica grande città ma, come conseguenza della storia regionale antica e recente[1], vede la coesistenza di vari centri di medie dimensioni (spesso capoluogo di provincia) intorno ai quali si sviluppa un'urbanizzazione diffusa (Regione del Veneto, 1998); si tratta nel complesso della grande "città diffusa" definita e analizzata negli anni '90 da Francesco Indovina: essa ricopre tutta la fascia pedemontana e la vasta area centrale della pianura veneta (Figura 3.29-3.30-3.31).

Il territorio in esame risulta essere passato attraverso tre stadi di organizzazione spaziale:

1. città inserite in uno spazio agricolo;

[1] "Nel Veneto la dispersione è carattere di lungo periodo, fenomeno preesistente; paradossalmente la dispersione e diffusione recente di case e fabbriche ha portato ad una densificazione della dispersione. La recente trasformazione dispersa e pervasiva è cioè avvenuta in un territorio già chiaramente infrastrutturato, antropizzato e predisposto ad accogliere nuovi usi." (FBSR, cit.; p.124)

2. città circondate da campagne urbanizzate (campagne, cioè, disseminate di edilizia abitativa e non) – URBANIZZAZIONE DIFFUSA;
3. un'unica grande città con intercluse alcune zone più o meno ampie di campagna – CITTA' DIFFUSA[1]. (Indovina *et al*., 1990)

Il termine "città diffusa" indica un

territorio ampio, a sviluppo estensivo (quindi il contrario della città che si caratterizza per uno sviluppo intensivo) e a funzionalità urbana. […] Tale fenomenologia territoriale si caratterizza quindi per:

- *una massa consistente (da città, per intenderci) non solo di popolazione, ma anche, almeno parzialmente, di servizi e di attività produttive;*
- *una dispersione di tale massa in un territorio tanto vasto da non presentare, nell'insieme, fenomeni di alta densità e intensità […];*
- *un'alta connessione tra i diversi punti del territorio. Si tratta cioè, di un territorio che presenta connessioni molteplici di tipo orizzontale (infrastrutture), tali da garantire la possibilità di un'altissima mobilità.* (Indovina *et al*., 1990)

La città diffusa è un modello (o non-modello) di organizzazione del territorio che si è sviluppato negli ultimi 30-35 anni. Iniziato alla fine degli anni '60 (nel momento in cui viene meno l'attrazione produttiva della città), questo processo di "nebulizzazione insediativa" si è intensificato negli anni '80-'90, con una crescita significativa della densificazione periurbana e delle campagne intorno ai centri abitati e nei piccoli comuni delle aree contermini alle città (FBSR, 2003). La città diffusa è una città cresciuta senza regole, in assenza di piani urbanistici razionali e di una gestione globale e ampia del territorio mirata ad uno sviluppo integrato di pubblico e privato. Si tratta di una città essenzialmente privata, sparsa e polverizzata, una massa confusa di villette, piccoli appezzamenti agricoli e capannoni industriali che invadono e frammentano le aree agricole. Parte di essa si sviluppa come una città lineare o reticolare lungo le principali vie di comunicazione, lungo le tante strade che consentono la connessione all'interno del tessuto; dato che i servizi sono diffusi, la città si fonda sulla mobilità e sull'uso dell'automobile. La città diffusa genera una mobilità diffusa, un movimento continuo, flussi pluridirezionali che pesano su tutte le strutture di

[1] "La città diffusa è ciò che gli americani chiamano lo "sprawl" urbano, quel fenomeno per cui le comunità non si espandono più perimetralmente rispetto alla cerchia urbana, ma sfondano nuove zone, aprono nuovi orizzonti, costituiscono tanti agglomerati sulla carta topografica da modificarne l'aspetto in quello tipico della macchia d'olio.
I nuovi aggregati non hanno limiti o confini chiaramente identificabili, sono spesso privi dei servizi essenziali, soffrono di carenze infrastrutturali, mancano di centri di integrazione sociale o culturale. C'è uno scollamento tra i tempi dell'insediamento e quelli della tutela pubblica: questa se arriva, arriva sempre in ritardo, e spesso in una situazione ormai talmente degradata che passa sotto il nome di risanamento, riqualificazione, quando si tratta in verità della dotazione minima essenziale che doveva essere assicurata da subito. Per coloro che esaminano le evoluzioni urbane e demografiche, non si tratta più solo di un esempio di disgregazione o di diaspora delle funzioni storiche della città, ma coinvolge ben altri problemi, primo dei quali la sostenibilità dello sviluppo." (Frascari, 2002)

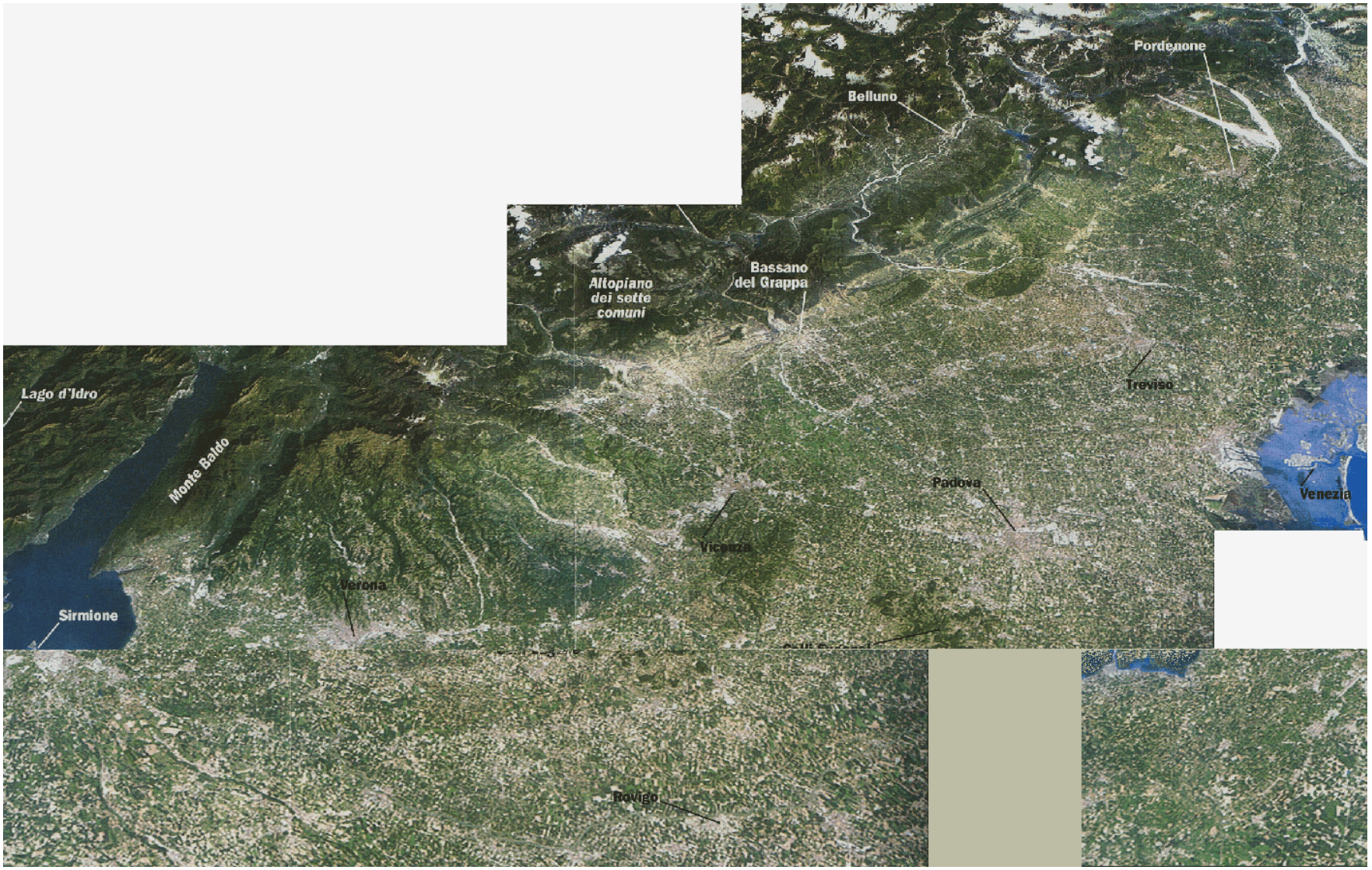


Fig. 3.29 – Pianura veneta: foto satellitare (Focus, 2002; modif.).

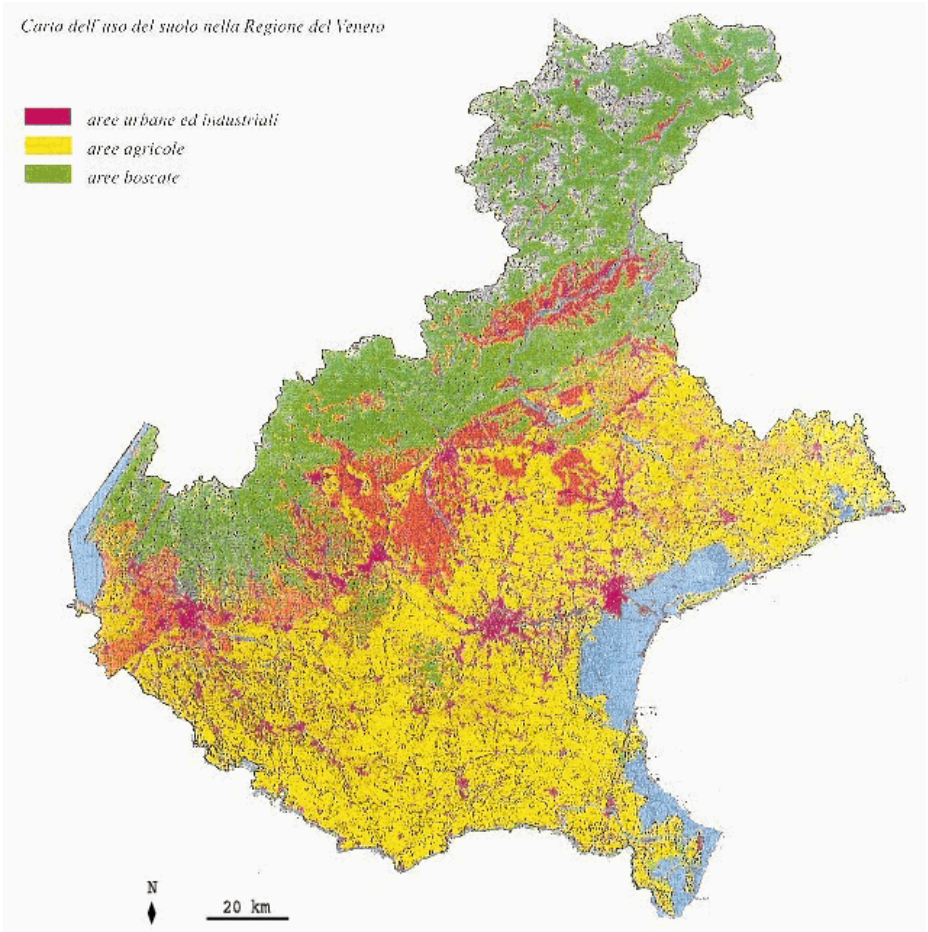


Fig. 3.30 – Uso del suolo nella Regione del Veneto (Regione del Veneto, 1998; p.17)

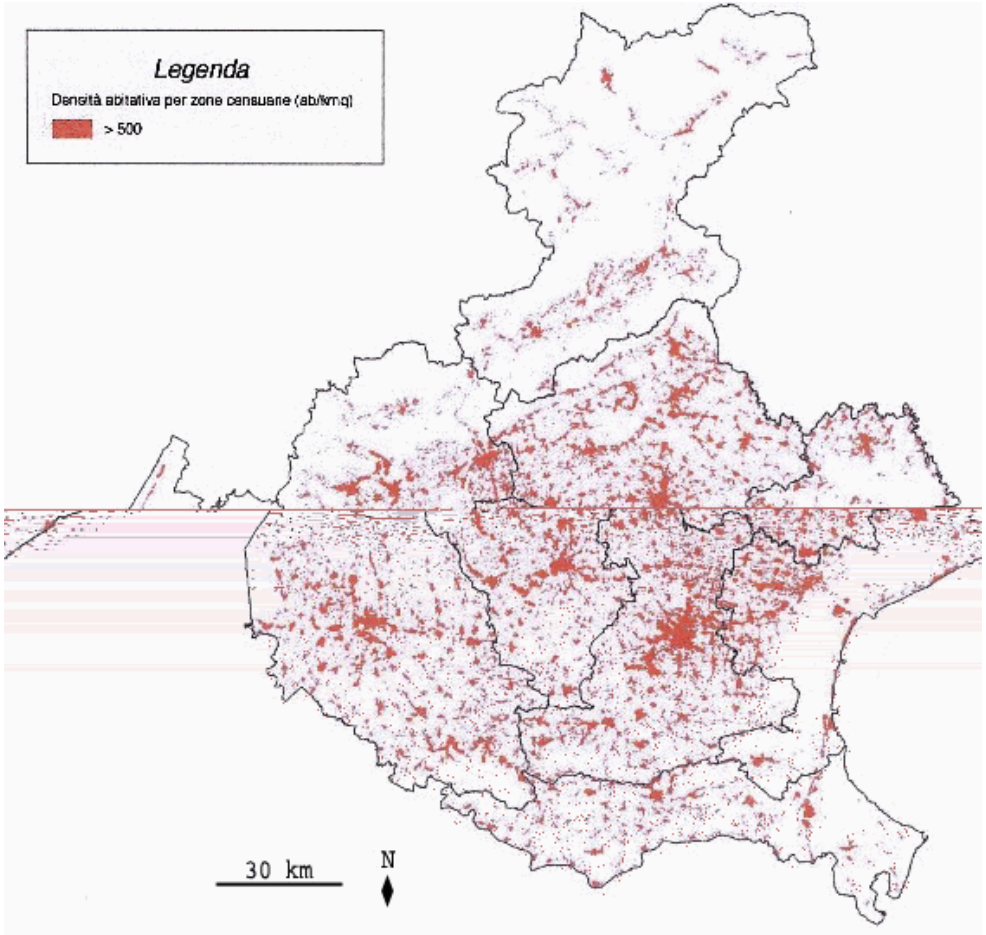


Fig. 3.31 – Aree urbanizzate (zone censuarie con densità sup. a 500 ab/km^2 ; anno 1991) (ARPAV, 2001; p.92)

comunicazione, un traffico di autoveicoli e mezzi pesanti difficile da razionalizzare e da gestire e che oggi, al verificarsi anche di piccole criticità, rischia il collasso; al suo interno crescono grandi centri di aggregazione che offrono una pluralità di servizi privati, dal commercio allo sport, al divertimento.

Va sottolineato che in questi ultimi anni l'edilizia si è progressivamente spostata dal settore abitativo a quello produttivo e di servizio. Secondo l'Osservatorio Veneto di Paolo Cacciari, nel '98 sono stati progettati nella regione 9 milioni di metri cubi di fabbricati residenziali e 11 non residenziali (13 in Lombardia ma con più del doppio di popolazione) (Erbani, 2002); d'altra parte,

oggi in Veneto, a seconda delle zone, il 60-70% delle nuove volumetrie edificate è edilizia non residenziale. Si costruiscono più metri cubi di capannoni che di abitazioni e lo si farà anche nel futuro, dato che i nuovi PRG dei comuni approvati in questi anni prevedono dal 70% al 75% di volumetrie non residenziali (FBSR, 2003; p.73).

Secondo tali dati, l'attività edificatoria in Veneto risulta essere la più elevata d'Italia (Erbani, 2002).

La città diffusa, caratterizzata dal segmento mono o bifamiliare (da cui il termine "villettopoli"), ha consentito finora migliori condizioni abitative rispetto a quelle offerte dalla tradizionale città concentrata evitando anche, proprio nella sua essenza dispersiva, i problemi associati all'eccessiva concentrazione e alla gerarchizzazione del territorio su vasta scala; tuttavia, l'espansione irrazionale delle aree residenziali e produttive associata alla costruzione di grandi infrastrutture per la mobilità e di grandi complessi commerciali, sta alla base di un profondo degrado ambientale che pone in discussione la sostenibilità dell'attuale modello di sviluppo veneto. La città diffusa è una grande consumatrice di territorio, elemento non rinnovabile, e un potente fattore di compromissione spaziale.

In quarant'anni il Veneto ha perduto il 20% della superficie agricola totale mentre la superficie effettivamente utilizzata si è ridotta percentualmente più di quella complessiva (FBSR, 2003). Il rapporto tra gli ettari di terreno agricolo e la superficie occupata dai capannoni presenti sul territorio è diminuito, nelle zone ad urbanizzazione diffusa, a

livelli pari ad un quarto di quelli del 1971: in trent'anni infatti si è passati da 26 ha di terreno agricolo per ciascuna unità locale dell'industria a poco meno di 7. Nello stesso periodo la superficie agricola totale pro capite è passata da 0,34 a 0,28 ha." (FBSR, 2003; p.76)

Accanto alla sempre maggiore scarsità di suolo disponibile, vanno sottolineati la sempre più profonda frammentazione del territorio e degli ecosistemi, l'inquinamento diffuso e spesso nascosto, la rottura di equilibri e relazioni (anche umane), lo snaturamento e la perdita dell'identità storico-culturale dei luoghi.

Il modello della città diffusa, dopo aver funzionato per alcuni decenni, mostra oggi sempre più drammaticamente i suoi limiti e le sue criticità; si è raggiunta la saturazione e le diseconomie di scala, i costi di lungo periodo, cominciano a pesare.
Oggi la pianura veneta si può quindi considerare un'area di crisi ambientale, una realtà geografica umanizzata,

una realtà ambientale totalmente addomesticata [in cui] piante ed animali selvatici sopravvivono negli spazi interstiziali […]. Sono [infatti] gli ambiti territoriali considerati improduttivi o di resulta, spesso esigui o puntiformi, a garantire la continuità di un patrimonio biotico, minore, ma prezioso. (Zanetti, 1997; p.24)

Oggi la pianura veneta si trova a scontare tutte le conseguenze di quello che è stato uno sviluppo antropico irrazionale, ben lontano dal concetto di "sviluppo sostenibile" tanto chiaro quanto difficile da realizzare.

3.6 Gli antichi boschi planiziali oggi

Si riporta nelle seguenti tabelle un elenco dei siti, distribuiti in quattro province della Regione Veneto (Venezia, Treviso, Padova, Vicenza), in cui è documentata la presenza di relitti di antichi boschi planiziali; nel corso della ricerca, ai fini del presente studio, sono stati presi in considerazione soltanto i querco-carpineti ed i boschi igrofili paludosi.
Il presente elenco non deve essere considerato esaustivo giacchè sicuramente la pianura veneta nasconde altri frammenti di boschi relitti ancora sconosciuti che solo un'accurata (ed auspicata) ricerca può recuperare.

Tab. 3.7 – Provincia Venezia

Denominazione	Ubicazione	Comune	Superficie (ha)	Caratteristiche
Bosco di Carpenedo	Quart. Carpenedo Mestre	Venezia	2,71	Relitto di querco-carpineto planiziale con adiacenti prati umidi ed estesi rimboschimenti
Bosco di Lison	A ovest dell'abitato di Lison, presso la linea ferrov. VE-TS	Portogruaro	6	Relitto di querco-carpineto planiziale circondato da estesi vigneti
Boschetti di Ca' Tron	Tenuta di Ca' Tron	Roncade	18	Boschi misti con molte specie esotiche circondati da monocolture cerealicole
Bosco Zacchi		Pramaggiore	1	Relitto di querco-carpineto planiziale con elementi arborei esotici
Boschetto "le Comugne"		Pramaggiore	0,15	Biotopo forestale mesofilo circondato da prati stabili
Bosco Stazione di Pramaggiore	In prossimità della stazione ferroviaria di Pramaggiore	Pramaggiore	0,5	Biotopo palustre-forestale con un piccolo residuo di bosco planiziale ed un'esigua palude sorgiva circondati da prati stabili e siepi agrarie

Resti dei Boschi di Bandiziol e Prassacon	Loc. Bosco	S. Stino di Livenza	0,4	Relitto di querco-carpineto planiziale in un'area con vetuste siepi interpoderali ed un esteso rimboschimento di 110 ha
Boschetto di Belfiore	Strada comun. Belfiore- Loncon nei pressi del Mulino sul fiume Loncon	Pramaggiore	0,07	Boschetto planiziale mesofilo
Parco di Villa Bombarda	A nord della loc. Portovecchio, in prossimità del fiume Lemene	Portogruaro	6	Bosco planiziale meso-igrofilo con elementi arborei esotici ornamentali
Parco di Villa Mocenigo	Alvisopoli	Fossalta di Portogruaro	17	Querco-carpineto relitto arricchito di elementi esotici ornamentali
Campi chiusi di Frassinedo	Lungo il fiume Lemene, in destra idrografica, a monte di Portovecchio	Portogruaro	10	Ambiente agrario con campi chiusi e poveri prati umidi delimitati da antiche siepi di ontano nero, frassino ossifillo e farnia
Cave senili di Cinto Caomaggiore: Lago delle Premarine, Cave Acco e Cave Secco	In prossimità del Fiume Reghena	Cinto Caomaggiore	215	Biotopo misto comprendente situazioni di cava sorgiva senile, di bosco meso-igrofilo ed igrofilo relitto o di recente formazione, di fiume sorgivo e di ambiente agrario a notevole dotazione arborea
Cave di Martellago	Via Fornace	Martellago	200	Vasta area agricola con significativi relitti di siepi comprendente un vasto complesso di cave senili
Cave di Noale	Stigliano, Muson Cava Prai	Salzano, Noale	100	Vasta area agricola, attraversata dal fiume Muson, con buona dotazione di siepi relitte, vaste aree a prato e comprendente un significativo ambiente umido di ex cava
Sistema di siepi ben conservate	Destra orografica del fiume Zero tra Mogliano e il Mulino di Campocroce	Mogliano Veneto, Marcon	da valutare	Ambiente agrario con ampie siepi che conservano la composizione floristica degli antichi boschi mesofili planiziali
Parchi storici di antiche ville venete[1]	da indagare	da indagare	da valutare	Piccoli relitti di querco-carpineti in genere arricchiti di specie esotiche

(DataBase di Natura 2000; Bon e Roccaforte, 2003; Zanetti, 1985; Del Favero *et al.*, 2001; Provincia di Venezia – Oasi di protezione faunistica <http://www.provincia.venezia.it/cacciapesca/cterr_3.htm>; De Rocco *et al.*, 2003)

Tab. 3.8 – Provincia Treviso

Denominazione	Ubicazione	Comune	Superficie (ha)	Caratteristiche
Bosco Olmè	In prossimità del casello autostradale di Cessalto	Cessalto	27,55	Relitto di querco-carpineto planiziale circondato da monocolture cerealicole, vigneti e insediamenti industriali
Bosco di Cavalier	Cavalier	Gorgo al Monticano	9,43	Relitto di querco-carpineto planiziale circondato da monocolture cerealicole

[1] In alcuni casi essi sono divenuti parchi pubblici (es: Chirignago, Gazzera, Mirano, Zianigo, Salzano). Secondo Zanetti (1997; p.33) il parco storico urbano "*costituisce il solo biotopo forestale a struttura arborea secolare dell'intera pianura veneta. Presenta una superficie complessiva interessante e frequenti fenomeni di evoluzione spontanea della flora minore e avventizia. Può essere biotopo di rifugio della flora forestale mesofila di sottobosco*".

Bosco di Basalghelle	Basalghelle	Mansuè	13,83	Relitto di querco-carpineto planiziale circondato da monocolture cerealicole
Bosco di Gaiarine	Loc. Campomolino	Gaiarine	2,11	Relitto di querco-carpineto planiziale circondato da monocolture cerealicole
Sile: Sorgenti, Paludi di Morgano e S. Cristina	Casacorba, Morgano, S. Cristina, Settimo	Vedelago, Istrana, Morgano, Quinto di Treviso	1296	Risorgive, tratti di corso d'acqua di pianura a dinamica naturale. Paludi, torbiere e praterie igrofile, canneti; boschi igrofili ripariali, boschi paludosi e frammenti di bosco planiziale a querceto misto
Fontane bianche	Lancenigo	Villorba	4,55	Area di risorgiva con boschi igrofili ripariali ed ontanete
Prai di Godego	Loc. Prai	Castello di Godego, Riese Pio X e Castelfranco V.to	699,22	Vasta area agricola a prati stabili con sistemazione a campi chiusi e quindi notevole dotazione arborea con siepi e fasce boscate relitte
Palù di S. Vendemiano	Loc. Palù, Sere, Sangole	S. Vendemiano, S. Fior, Codogné, Orsago, Godega S. Urbano	510	Biotopo composito in cui si accostano componenti di fiume sorgivo, prato umido, torbiera, palude, canneto, vegetazione nemorale ad ontano nero ed aree agricole con fasce boscate
Parchi storici di antiche ville venete	da indagare	da indagare	da valutare	Piccoli relitti di querco-carpineti in genere arricchiti di specie esotiche

(DataBase di Natura 2000; Zanetti, 1985; Del Favero et al., 2001; Breda e Zanetti, 2001; alcolore.it, 2004; Carraro et al., 2004)

Tab. 3.9 – Provincia Padova

Denominazione	**Ubicazione**	**Comune**	**Superficie (ha)**	**Caratteristiche**
Zona umida di Bolzonella	Bolzonella	Cittadella, S. Giorgio in Bosco	12	Biotopo composito in cui si accostano componenti di fiume sorgivo, palude, canneto, vegetazione nemorale ad ontano nero, querco-carpineto ed aree agricole ad elevata dotazione arborea
Palude di Onara	Onara	Tombolo	133,38	Biotopo composito in cui si accostano componenti di fiume sorgivo, palude, torbiera, canneto, vegetazione nemorale ad ontano nero, formazioni igrofile a *Salix spp* e *Populus spp.,* pioppeti ed aree agricole ad elevata dotazione arborea
Sorgenti del Sile	Torreselle	Piombino Dese	62	Risorgive, tratti di corso d'acqua di pianura a dinamica naturale. Paludi, torbiere e praterie igrofile, canneti; vegetazione nemorale ad ontano nero, formazioni igrofile a *Salix spp* e *Populus spp.,* pioppeti, aree agricole ad elevata dotazione arborea (campi chiusi), frammenti di bosco planiziale a querceto
Area marginale di Montagnana	Loc. Palù	Montagnana	5,50	zona paludosa, alluvionale in prossimità dell'Adige con relitti di bosco mesofilo e igrofilo
Bosco di Via Breo	Via Breo	Piove di Sacco	n.d.	Relitto di bosco mesofilo planiziale
Parchi di antiche ville venete	da indagare	da indagare	da valutare	Piccoli relitti di querco-carpineti in genere arricchiti di specie esotiche

(DataBase di Natura 2000; Provincia di Padova, 2001; Del Favero *et al.*, 2001; Reggiani, 2002)

Tab. 3.10 – Provincia Vicenza

Denominazione	Ubicazione	Comune	Superficie (ha)	Caratteristiche
Sorgenti del Bacchiglione	Loc. Bosco a Novoledo-Vivaro	Villaverla, Dueville, Caldogno	319,47	Ambito di risorgiva con boschi igrofili paludosi, prati umidi, rogge e canali con vegetazione ripariale igrofila; prati da sfalcio; esteso rimboschimento in corrispondenza dell'area APS
Boschi di Montegalda	varie	Montegalda	da valutare	Frammenti di querco-carpineti planiziali che talvolta sfumano in querceti collinari con presenza di specie esotiche naturalizzate
Parchi di antiche ville venete	da indagare	da indagare	da valutare	Piccoli relitti di querco-carpineti in genere arricchiti di specie esotiche

(DataBase di Natura 2000; Del Favero *et al*., 2001)

Se si escludono le siepi relitte, è evidente che ormai la superficie forestale vera e propria rappresenta una percentuale infinitesima di tutto il territorio planiziale veneto: il bosco oggi è solo un misero ricordo del passato, un piccolo gigante solitario che si erge sulla pianura coltivata delle bonifiche agrarie e delle monocolture cerealicole. Ciò nonostante i boschi e le siepi rimasti conservano ancora peculiarità floristiche di grande rilievo e rivestono anche per la fauna locale un'enorme importanza ecologica.

Disboscamento, alterazione del sottobosco, inquinamento del suolo e delle falde, drenaggi, alterazione dell'assetto idrico, antropizzazione, coltivazioni industriali ed espansione urbana minacciano spesso la sopravvivenza delle aree forestali (Del Favero *et al*., 2001). D'altra parte, l'isolamento dei singoli popolamenti e le loro limitate estensioni non sono fattori di rischio trascurabili, soprattutto se si ragiona in termini di lungo periodo. Di fatto, tutti i boschi planiziali veneti presentano una superficie inferiore alla MDA[1] (*Minimum Dynamic Area*): ciò significa che essi non sono in grado di riparare totalmente gli effetti di un eventuale fattore naturale di disturbo, in genere rappresentato dal vento (trombe d'aria). Per i querco-carpineti planiziali si ritiene che l'MDA sia compresa tra i 100 e i 200 ha (Bracco *et al.*, 2001): nel contesto territoriale in questione si può quindi affermare che i rischi di estinzioni locali a seguito di perturbazioni sono molto alti (Bracco *et al.*, 2001; Del Favero, 2002).

Va poi sottolineato che nei casi più estremi isolamento e limitata estensione (ma non solo) possono determinare fenomeni di "depressione da inbreeding" con conseguente successiva estinzione di popolazioni locali a seguito di una eccessiva riduzione del numero di individui della stessa specie.

[1] La MDA viene definita da Forman (1995) come la "superficie minima richiesta affinché il naturale regime di disturbo non elimini una specie"; in altre parole, l'MDA è quella dimensione minima del bosco che assicura la capacità del sistema di autorigenerarsi completamente in presenza di un regime di perturbazioni naturali, minimizzando così il rischio di estinzioni. (Bracco *et al*., 2001)

Un'ultima considerazione associata alla limitata estensione dei boschi planiziali riguarda il cosiddetto "effetto margine". Come è ben risaputo, la fascia marginale (ecotono) di una qualsiasi cenosi forestale presenta caratteristiche bio-fisiche diverse da quelle presenti all'interno del bosco; essa è una fascia di transizione tra esterno ed interno, con ampiezza media di circa 30 m (Bracco *et al.*, 2001)[1], che agisce come un filtro tra la cenosi forestale e le aree limitrofe limitando così anche l'impatto di eventuali fenomeni perturbatori esterni (es. fertilizzanti, diserbanti ed antiparassitari utilizzati sulle coltivazioni limitrofe, inquinanti, rumore, vento) sulla stabilità ecologica del bosco (Forman, 1995). In corrispondenza della fascia di ecotono si sviluppa il cosiddetto "mantello", caratterizzato dalla presenza di molti arbusti ed in generale da un'elevata densità di specie floristiche (*ibid.*), le stesse specie che costituiscono le formazioni forestali lineari (siepi), assimilabili appunto al margine di un bosco (Forman, cit.; McCollin *et al.*, 2000); all'interno di quest'ultimo si ritrovano invece entità floristiche caratterizzate da spiccata sciafilia ed estremamente esigenti in termini di microclima. Le ridotte dimensioni dei boschi planiziali veneti rendono l'effetto margine estremamente importante limitando notevolmente la parte forestale interna e con essa anche la presenza delle specie nemorali che, relitti di antiche migrazioni floristiche, rappresentano proprio per la loro rarità le peculiarità floristiche di maggior valore.

Si ricorda infine che tutti i boschi oggi presenti nella pianura veneta sono stati sempre sfruttati dall'uomo con alterne vicissitudini[2]. Nel corso della storia quindi, essi hanno subito tagli più o meno frequenti e razionali, talvolta totali (come durante le due guerre mondiali), con conseguenze inevitabili sulla composizione floristica[3] (Tabella 3.11) e sulla struttura[4] che sono oggi molto lontane da quelle delle formazioni naturali primarie (Zanetti, 1985). Attualmente, la maggior parte di questi boschi viene lasciata all'evoluzione naturale e conservata a scopo naturalistico; in genere si tratta quindi di cedui invecchiati avviati verso una conversione più o meno guidata a fustaie.

D'altra parte, da alcuni anni nei querco-carpineti si stanno manifestando diversi fenomeni di deperimento soprattutto a carico della farnia che mostra grossi problemi di rinnovazione e senescenza precoce degli individui adulti (Del Favero, 2002; Bracco *et al.*, cit.). Accanto a

[1] Secondo Matlack (in Corbit *et al.*, 1999; p.229) l'effetto margine può spingersi fino a 50 m verso l'interno del bosco.

[2] Nei querco-carpineti in genere si effettuava la ceduazione periodica del carpino bianco e la gestione della farnia a fustaia; in alcuni casi invece, si trattava di cedui semplici.

[3] Molte specie floristiche, soprattutto le specie erbacee nemorali, si sono estinte lasciando il posto a specie di ecotono più diffuse; d'altra parte si pensi alla frequente presenza di specie esotiche invasive come la robinia e alla quasi totale assenza del tasso, elemento tipico del querco-carpineto primario.

[4] La struttura dei querco-carpineti oggi è quanto mai varia per la molteplice varietà di trattamenti cui sono sottoposti: talvolta mantengono una struttura biplana (derivante dalla gestione a ceduo composto), in altri casi invece presentano una struttura complessa derivante dall'abbandono del ceduo e dalla conseguente conversione naturale a fustaia.

diverse motivazioni più o meno importanti, come la diffusione di un fungo parassita, i ristagni idrici, l'abbassamento delle falde (ed i conseguenti stress idrici estivi) o l'inquinamento da fitofarmaci proveniente dai campi agricoli limitrofi, vari studiosi hanno evidenziato come l'assenza di luce dovuta alla forte copertura e ai mancati tagli periodici (effettuati in passato con la ceduazione del carpino) impedisca l'affermazione delle plantule di farnia che per di più faticano a svilupparsi su una lettiera costituita da residui della stessa specie. Accanto alla progressiva scomparsa della farnia, và invece affermandosi la presenza del carpino bianco che si rinnova abbondantemente e senza difficoltà (Del Favero, 2002).

Tab. 3.11 – Elenco delle specie presenti nei querco-carpineti planiziali (QC_P) e collinari (QC_C) del Veneto secondo Del Favero e Lasen (1993; p.90 e segg.).

	Tipi forestali				
Specie	**QC_P**	**QC_C**		**QC_P**	**QC_C**
Carpinus betulus	3	1	*Lathyrus niger*		+
Acer campestre	+	1	*Galanthus nivalis*		+
Prunus avium	+	1	*Phyteuma spicatum*		+
Acer pseudoplatanus	+	+	*Aposeris foetida*		+
Fraxinus ornus	+	+	*Carex pilosa*		+
Ulmus minor	1	1	*Erythronium dens-canis*		+
Quercus robur	4	2	*Oxalis acetosella*		+
Fraxinus excelsior	r	+	*Asperula taurina*		+
Alnus glutinosa	+	+	*Angelica sylvestris*		+
Fraxinus oxycarpa	1		*Aruncus dioicus*		+
Quercus petraea		1	*Impatiens noli-tangere*		+
Tilia cordata		+	*Omphalodes verna*		1
Quercus pubescens		+	*Carex alba*		
Quercus cerris			*Hierochloe australis*		
			Luzula nivea		
Lonicera caprifolium	1	1	*Maianthemum bifolium*	r	r
Rosa arvensis	+	1	*Carex montana*		r
Ligustrum vulgare	+	1	*Melittis melissophyllum*		+
Crataegus oxyacantha	+	+	*Luzula pilosa*		+
Lonicera xyIosteum		+	*Silene livida*		+
Ruscus aculeatus		1	*Bromus benekenii*		
Viburnum lantana		+	*Cephalanthera longifolia*		r
Coronilla emerus			*Vincetoxicum hirundinaria*		
			Aremonia agrimonioides		
Anemone nemorosa	1	1	*Altre specie:*		
Asparagus tenuifolius	+	+	*Castanea sativa*		+
Lamiastrum flavidum	1	+	*Tilia platyphyllos*		+
Vinca minor	+	1	*Cornus sanguinea*	+	1
Colchicum autumnale	+	1	*Corylus avellana*	+	1
Primula vulgaris	+	+	*Euonymus europaeus*	r	+
Asarum europaeum	+	1	*Crataegus monogyna*	+	+
Polygonatum multiflorum	+	+	*Viburnum opulus*	+	+
Dactylis polygama	+	+	*Hedera helix*	+	1
Daphne mezereum	r	r	*Tamus communis*	+	1
Ranunculus ficaria	1	+			
Circaea lutetiana	1	+	*Arum maculatum*	+	+
Carex remota	+	+	*Pulmonaria officinalis*	+	+
Ranunculus auricomus	1	+	*Mercurialis perennis*	+	+
Lamium orvala	1	+	*Dryopteris filix-mas*	r	r
Allium ursinum	2	1	*Viola reichenbachiana*	+	+
Aegopodium podagraria	1	+	*Lilium martagon*	r	r
Carex sylvatica	+	+	*Euphorbia dulcis*	r	+
Dryopteris carthusiana	+	+	*Geum urbanum*	+	+
Carex pendula	1	+	*Glechoma hederacea*	+	+
Cyclamen purpurascens		+	*Listera ovata*	r	+
Anemone trifolia		+	*Veronica chamaedrys*	r	r
Helleborus odorus		+	*Solidago virgaurea*	r	r
Geranium nodosum		+	*Symphytum tuberosum*		+
Epimedium alpinum		1	*Salvia glutinosa*		+
Ornithogalum pyrenaicum		1	*Cruciata glabra*		+
Dentaria bulbifera		+	*Galium laevigatum*		+
Melampyrum nemorosum agg.		+	*Carex digitata*		+
Stellaria olostea		+	*Hepatica nobilis*		+
Festuca heterophylla		r	*Moehringia trinervia*		+
Euphorbia amygdaloides		r	*Fragaria vesca*		+
Geranium robertianum		r	*Scilla bifolia*		+
Campanula trachelium		+	*Viola mirabilis*		r
Viola alba		+			

3.7 Le formazioni arboree lineari della pianura veneta

Nonostante la banalizzazione del paesaggio avvenuta negli ultimi decenni con lo sviluppo della meccanizzazione agricola e l'antropizzazione diffusa, il territorio planiziale veneto conserva ancora molti elementi relitti di paranaturalità confinati essenzialmente lungo i bordi dei campi, lungo i limiti delle proprietà e lungo le strade, soprattutto quelle minori. Si tratta delle formazioni arboree lineari (cioè che si sviluppano lungo una direzione prevalente), ultimi residui della natura che fu, da secoli sfruttati dall'uomo; si tratta delle siepi campestri, degli ormai rari filari di gelsi o di viti maritate a tutori vivi, delle capitozze di salici, dei filari di pioppi…

Come già visto, in letteratura non esiste una definizione univoca di "siepe" e anche negli studi disponibili si fa riferimento semplicemente ad un

elemento lineare costituito da arbusti e/o alberi (Sitzia, 2004a; p. 99)

Le siepi possono svolgere diverse funzioni (De Mas, 2003; Sitzia, cit.; Veneto Agricoltura, 2002; Cavani, 1999):

- regolazione climatica (effetto frangivento);
- regimazione idraulica e difesa del suolo (FTB – fasce tampone boscate);
- produzione di legno, foraggio, frutta, funghi, piante commestibili;
- controllo sui flussi biologici del paesaggio e quindi sulla biodiversità "attraverso la creazione di habitat, rifugi, corridoi o barriere" (Sitzia, cit.; p. 104);
- miglioramento del paesaggio, caratterizzazione dello stesso, trasmissione di un effetto di familiarità;
- marcatura di confini.

Come sottolineato da Sitzia (ivi), l'evidente multifunzionalità potenziale delle siepi si integra con le tradizioni, la cultura e la storia delle popolazioni locali facendo assumere ai corridoi arborei caratteri propri a volte anche molto diversi tra le varie regioni. Di fatto, spostandosi nella pianura veneta ci si accorge come anche qui le siepi, e i sistemi che esse costituiscono, non siano uniformi ma cambino nello spazio generando paesaggi diversi e sempre unici.

Una ricerca condotta sui corridoi ecologici arborei lineari della pianura veneta in quattro diverse aree di studio (due nella parte centrale della provincia di Venezia, una nel basso Trevigiano e una quarta nel Polesine) fornisce interessanti informazioni su questi caratteristici elementi del paesaggio planiziale regionale.

Prima di procedere con l'analisi dei risultati del suddetto studio va precisato che in fase di rilevazione sono state adottate le seguenti convenzioni per identificare un elemento lineare come siepe (Sitzia, 2004b):

1. esclusione di tutte le siepi ornamentali;
2. percentuale di *gap* (spazi lunghi più di 2 m, privi di arbusti e alberi) inferiore al 35%;
3. lunghezza massima dei gap: 20 m; oltre questo limite il *gap* costituisce uno dei vertici della siepe;
4. lunghezza minima di 20 m;
5. larghezza massima (con riferimento alla proiezione delle chiome al suolo): 30 m;
6. superficie massima: 5000 m^2.

L'analisi della densità del sistema di siepi (Tabella 3.12) riporta per il Polesine i valori più bassi: ciò evidenzia l'estrema rarefazione degli elementi ecologici lineari ivi presenti, anche se proprio in questo contesto territoriale le singole siepi presentano la maggiore lunghezza media (*ibid*.). Si tratta di un paesaggio caratterizzato dalla sistemazione fondiaria a "campi aperti" tipica delle aree di recente bonifica, con grandi aziende che praticano un'agricoltura intensiva su ampie superfici sistemate alle larghe. I valori più alti di densità si raggiungono invece per l'area centrale della Provincia di Venezia, caratterizzata dalla sistemazione a "campi chiusi" tipica dei paesaggi di bonifica antica.
Sitzia (cit.; p.61) riferisce che Reif & Schmutz indicano come molto diradato il sistema di siepi delle Suffolk Lowlands (East Anglia) che presenta una densità di 4 km/ 100 ha.

Tab. 3.12 – Densità dei sistemi di siepi e lunghezza media dei corridoi in quattro aree di studio della pianura veneta. La superficie media dei campi chiusi è stata ottenuta mediante il rapporto 100 ha/densità. (Sitzia, 2004a; p.104)

Area di studio	Densità (km/100 ha)	Lunghezza media (m)	Sup. media dei campi chiusi (ha)
Venezia I	8,14	149,3 ± 39,8	12,3
Venezia II	8,67	123,8 ± 15,5	11,5
Treviso	3,79	209,0 ± 27,1	26,4
Rovigo	0,57	312,9 ± 77,8	175,8

Per quanto riguarda la tipologia strutturale[1], le siepi multiplane rappresentano circa il 40% del totale, seguite dalle siepi biplane e, infine, dalle monoplane (Figura 3.32).

[1] Si fa riferimento alla classificazione proposta dall'ARF (Azienda Regionale delle Foreste) del Veneto negli anni '90:

- piantata (con o senza viti): composta da alberi con funzione di sostegno per le viti;
- monoplana bassa: composta da arbusti e ceduo, solo arbusti o solo ceduo; priva del piano ad altofusto;
- monoplana alta: composta da capitozze ed altofusto, solo capitozze o solo altofusto; priva del piano arbustivo;

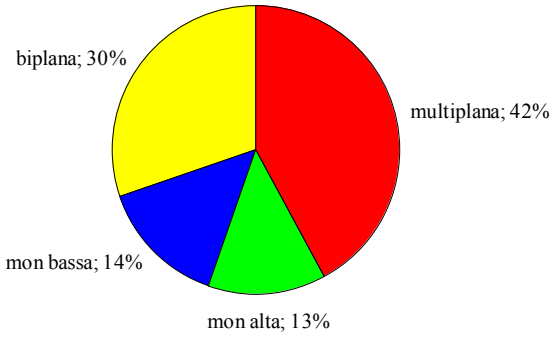


Fig. 3.32 – Proporzione dei diversi tipi strutturali rilevati su 401 siepi arboree della pianura veneta. (Sitzia, cit.; p. 108, modif.)

La coltura del mais rappresenta l'uso del suolo più comune nelle aree censite, seguita dal prato stabile e dal frumento (Figura 3.33); nessuna siepe delle 401 rilevate risulta prossima a boschi relitti.

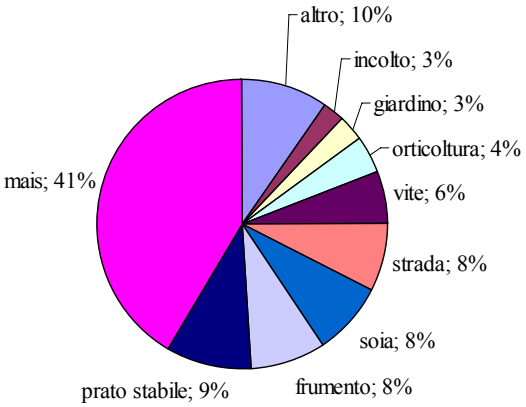


Fig. 3.33 – Proporzione dei diversi usi del suolo adiacenti alle siepi rilevate. (Sitzia, cit.; p.62, modif.)

Come emerge dalla Tabella 3.13, che riporta i dati relativi ai parametri fisici e biometrici, e gli indici di diversità per le varie tipologie strutturali, le siepi multiplane presentano una maggiore complessità strutturale e floristica[1] nonché una superiore continuità longitudinale della vegetazione e quindi complessivamente una maggior funzionalità potenziale in termini di rete ecologica.

Per quel che riguarda la composizione floristica, le siepi manifestano una notevole presenza di specie esotiche, spesso naturalizzate: tra queste, sono da ricordare per l'elevata frequenza *Platanus hybrida* e *Robinia pseudoacacia*. In Tabella 3.14 sono riportate le specie autoctone che presentavano una frequenza di almeno il 4% sull'intero campione di siepi convenzionali a cura non regolare; sono state escluse *Salix alba* e *Acer campestre* che frequentemente sono

- biplana: composta da capitozze ed arbusti, capitozze e ceduo, altofusto ed arbusti, altofusto e ceduo; presenza di due piani di vegetazione ben distinti;
- multiplana: composta da arbusti, ceduo, capitozze, altofusto; presenza di diversi piani di vegetazione ben compenetrati tra loro.

[1] Solo nelle siepi multiplane il numero di specie legnose indigene supera la soglia di 8 indicata da Anon. (ivi; p.110) come il minimo perché una siepe possa essere considerata "importante".

risultate derivare da impianto (Sitzia, 2004b) e la cui elevata presenza è quindi in genere dovuta all'azione dell'uomo.

TAB. 3.13 – Medie (e limiti di confidenza al 95%) delle variabili fisiche, biometriche e degli indicatori di biodiversità nei quattro tipi strutturali proposti (differenze significative: *** p < 0,001; ** p < 0,01; * p < 0,05; ove non sono presenti asterischi le differenze non sono significative). (Sitzia, 2004a; p. 109)

	Monoplana bassa (n = 78)	**Monoplana alta (n = 90)**	**Biplana (n = 88)**	**Multiplana (n = 136)**
Variabili fisiche				
Lunghezza (m) ***	167 ± 78	154 ± 27	185 ± 44	247 ± 29
Ampiezza chiome (m) ***	4,89 ± 0,37	3,61 ± 0,42	5,20 ± 0,45	6,30 ± 0,24
Larghezza strato erbaceo (m) ***	2,12 ± 0,40	2,13 ± 0,56	2,63 ± 0,47	3,24 ± 0,32
Superficie erbacea (m²) ***	409 ± 242	253 ± 75	642 ± 483	718 ± 128
Larghezza scolina (cm) ***	135 ± 24	82 ± 19	128 ± 20	139 ± 15
Profondità scolina (cm) ***	65 ± 14	40 ± 7	65 ± 13	74 ± 9
N° *gap*	1,33 ± 0,70	1,61 ± 0,59	1,61 ± 0,56	2,07 ± 1,53
Lunghezza dei *gap* (%) *	14,3 ± 0,06	7,8 ± 0,03	9,1 ± 0,04	6,5 ± 0,02
Indicatori biometrici arborei				
Area basim. per ettaro (m²/ha) ***	23,5 ± 9,8	38,9 ± 9,5	32,4 ± 7,7	31,9 ± 4,0
Diametro medio (cm) ***	13,3 ± 3,4	19,5 ± 2,7	18,0 ± 2,6	17,0 ± 1,3
Altezza media aritmetica (m) ***	6,95 ± 0,6	8,69 ± 0,5	9,00 ± 0,5	8,73 ± 0,3
N° di soggetti per ettaro	1991 ± 499	1292 ± 173	1352 ± 237	1418 ± 120
Indicatori e indici di diversità				
N° *Quercus robur* ***	0,08 ± 0,09	0,39 ± 0,26	0,54 ± 0,30	1,36 ± 0,33
N° piante morte a terra ***	0,13 ± 0,06	0,18 ± 0,05	0,25 ± 0,08	0,63 ± 0,06
N° piante morte in piedi ***	0,22 ± 0,38	0,29 ± 0,13	0,51 ± 0,25	0,91 ± 0,22
Indice di Shannon[1] (altezze) ***	0,833 ± 0,100	0,925 ± 0,113	1,112 ± 0,123	1,463 ± 0,079
Indice di Shannon (diametri) ***	1,350 ± 0,181	1,645 ± 0,142	1,584 ± 0,155	2,070 ± 0,095
N° di specie legnose ***	5,3 ± 0,8	5,3 ± 0,8	8,2 ± 0,9	11,9 ± 0,7
N° di specie legnose indigene ***	3,9 ± 0,7	3,6 ± 0,6	6,0 ± 0,8	9,0 ± 0,6
IR_i[2]***	0,21 ± 0,05	0,19 ± 0,05	0,35 ± 0,08	0,48 ± 0,06

[1] L'indice di Shannon è stato utilizzato per quantificare la complessità strutturale della vegetazione (con riferimento ad altezza e diametro degli individui presenti nella siepe); esso varia tra 0, nel caso in cui ci sia una sola classe di diametro o altezza (e quindi complessità nulla), a ln (*n*), quando tutte le *n* classi (di diametro o altezza) si presentano con la stessa frequenza (quindi complessità massima). (Sitzia, 2004a)

[2] Indice di rarità della composizione floristica della siepe; esso valuta "il ruolo di una siepe nella diversità delle specie dell'area di studio" (Sitzia, 2004a; p. 109). Esso aumenta con l'aumentare della rarità della composizione.

Tab. 3.14 – Modalità di dispersione, tolleranza all'ombra (da Ellenberg *et al.*, 1991), frequenza dei *taxa* legnosi selezionati. (Sitzia, 2004b; p.49)

Taxa	Nome italiano	Tolleranza all'ombra	Frequenza (%)
Dispersione zoocora			
Rosa spp.	rosa canina	8	4
Rhamnus catharticus	spino cervino	7	5
Prunus avium	ciliegio selvatico	4	10
Crataegus spp.	biancospino	7	13
Hedera helix	edera	4	14
Frangula alnus	frangola	6	16
Prunus spinosa	prugnolo	7	16
Quercus robur	farnia	7	18
Euonymus europaeus	fusaggine	6	22
Rubus spp.	rovo	8	30
Sambucus nigra	sambuco nero	7	48
Cornus sanguinea	sanguinella	7	63
Dispersione anemofila			
Salix cinerea	salice cinerino	7	4
Salix triandra	salice da ceste	7	6
Fraxinus spp.	frassino	4	6
Populus nigra	pioppo nero	5	9
Humulus lupulus	luppolo	7	16
Alnus glutinosa	ontano nero	5	17
Clematis spp.	clematide	7	18
Ulmus minor	olmo campestre	5	48

Le siepi sono frequentemente sottoposte a ceduazione periodica e ciò determina la scarsa presenza di individui di dimensioni notevoli che potrebbero rappresentare alberi habitat (*ibid.*); tali considerazioni sono confermate dai dati riportati nelle Tabelle 3.15-3.16.

Tab. 3.15 – Medie e massimi dei diametri a 1,30 m (d) e delle altezze (h) di specie arboree comuni nelle siepi rilevate (tra parentesi il numero dei soggetti campionati). (Sitzia, 2004a; p. 113)

	Ulmus minor (334)		*Acer campestre* (285)		*Robinia pseudoacacia* (322)		*Salix alba* (443)	
	d (cm)	h (cm)	d (cm)	h (cm)	d (cm)	h (cm)	d (cm)	h (cm)
Media	13,9 ± 0,7	9,7 ± 0,2	11,2 ± 0,7	8,5 ± 0,3	10,6 ± 0,4	9,4 ± 0,2	15,2 ± 1,3	9,5 ± 0,2
Massimo	45	20	45	18	22	18	87	22

Tab. 3.16 – Medie e massimi dei diametri a 1,30 m (d) e delle altezze (h) di specie arboree rare nelle siepi rilevate (tra parentesi il numero dei soggetti campionati). (Sitzia, 2004a; p. 113)

	Quercus robur (66)		*Alnus glutinosa* (58)		*Prunus avium* (28)	
	d (cm)	h (cm)	d (cm)	h (cm)	d (cm)	h (cm)
Media	23,9 ± 3,4	10,6 ± 0,5	8,5 ± 0,9	8,1 ± 0,6	12,9 ± 2,0	7,6 ± 0,5
Massimo	74	19	18	13	25	11

4. OBIETTIVI DELLO STUDIO

La presente indagine, condotta in quattro diversi ambiti territoriali della pianura veneta, ha come oggetto di studio le specie erbacee nemorali. Essa si propone di:

- verificare la frequenza di tali specie all'interno delle siepi;
- valutare l'importanza di alcuni fattori che sembrano influire sulla presenza di specie forestali (es. età della siepe, larghezza, prossimità ad un bosco relitto, isolamento);
- verificare la capacità delle siepi campestri di fungere da corridoio ipotizzando che i boschi relitti adiacenti siano sorgenti di propaguli di specie nemorali.

Obiettivo ultimo dello studio è quello di verificare se i corridoi arborei lineari della pianura veneta possono essere utilizzati, insieme alle ultime macchie relitte, per costituire una rete ecologica funzionale, nonostante il forte impatto antropico che pesa sui territori rurali e sugli stessi elementi paranaturali oggetto di indagine.

5. MATERIALI E METODI

Ai fini del presente studio sono stati considerati boschi[1] relitti, potenziali *source* di organismi vegetali, e siepi[2] riconducibili alle seguenti tipologie cronologico-funzionali:

- relitte attaccate: siepi di antica origine connesse a macchie relitte;
- rigenerate attaccate: siepi adiacenti a macchie relitte e insediatesi spontaneamente o artificialmente nel corso degli ultimi 50 anni su ex suoli agricoli lungo i confini dei campi;
- relitte isolate: antiche siepi lontane dal bosco e non direttamente collegate ad esso.

Corbit *et al*. (1999; p.221) ritengono che

se la presenza di piante forestali nelle siepi dipende da ripetute colonizzazioni dalla vicina foresta, piuttosto che da popolazioni relitte, le siepi isolate dovrebbero avere meno specie, soprattutto quelle con limitata capacità di dispersione.

5.1 Area di studio

L'area di studio considerata coincide con la pianura veneta. *In primis* sono stati individuati i boschi relitti attraverso un'approfondita ricerca bibliografica seguita poi da numerose osservazioni di campagna (tra il 2003 e il 2004) volte a verificare lo stato delle macchie individuate e l'eventuale presenza di altri frammenti forestali non segnalati. L'indagine ha permesso di rilevare l'estrema rarefazione dei biotopi boschivi relitti che in genere, quando presenti, sono risultati essere di ridotte dimensioni e completamente isolati. Sono stati quindi individuati quattro ambiti territoriali idonei alla presente indagine (Figura 5.1; Tabella 5.1):

- area umida di Bolzonella (PD);
- bosco di Carpenedo (VE);
- bosco di Cessalto (TV);
- bosco del Monte Lungo a Montegalda (VI);

[1] Attenendosi al nuovo Inventario Forestale Nazionale, un bosco, per definirsi tale, deve possedere una superficie minima di 5000 m^2, una larghezza minima di 20 m, una copertura minima delle chiome del 10% ed un'altezza minima a maturità di 5 m. La L.R. del Veneto 13/2003 fissa in 30 m la larghezza massima di una siepe, superata la quale essa ricade nella categoria "bosco" . (Sitzia, 2004b; p.13)

[2] La definizione di siepe utilizzata in fase di rilevamento è la stessa utilizzata da Sitzia (2004b) nello studio descritto a pag. 84.

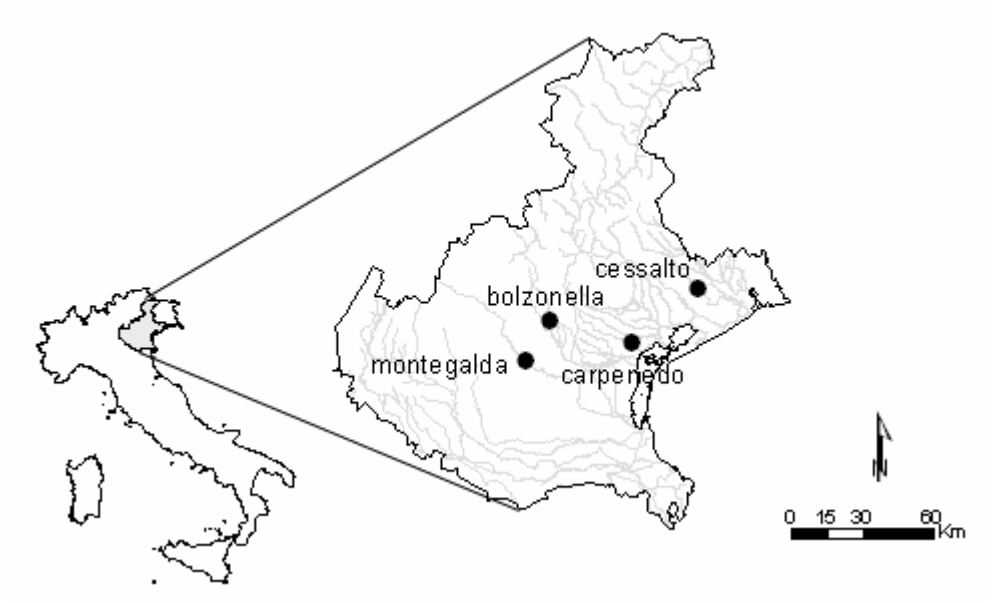


Fig. 5.1 – Localizzazione degli ambiti territoriali di indagine. (Sitzia, 2004b; p.23, modif.)

Nei citati ambiti territoriali sono presenti macchie relitte e sistemi di siepi più o meno complessi. Le macchie sono riconducibili, dal punto di vista fitosociologico, a formazioni di querco-carpineto planiziale; nel caso del bosco di Montegalda si presentano pure elementi di ostrio-querceto, mentre nel biotopo forestale di Bolzonella sono presenti anche componenti meso-igrofile (Figura 5.2).

Tab. 5.1 – Boschi relitti intorno ai quali sono state studiate le reti ecologiche delle specie nemorali erbacee. I dati sono stati misurati dalla Carta Tecnica Regionale. (Sitzia, 2004b; p.24)

Bosco	Coordinate Gauss-Boaga		Perimetro (m)	Superficie (ha)
	E	N		
Bolzonella	1717955.9	5054323.5	1313	4.1
Carpenedo	1753615.6	5044906.7	1686	3.0
Cessalto (Olmè)	1781760.1	5067055.6	2688	28.2
Montegalda	1708373.6	5036960.7	1159	2.8

Sono stati volutamente esclusi i boschi igrofili di risorgiva anche se inizialmente ritenuti idonee fonti di piante erbacee forestali. In un primo momento sono stati eseguiti alcuni sopralluoghi nelle alnete di ontano nero della Palude di Onara (PD) e dell'area denominata Bosco di Dueville (VI), che però successivamente sono state escluse dalle analisi per le ridotte dimensioni delle singole macchie, per la forte alterazione antropica degli stessi biotopi e soprattutto perché nelle aree umide la dispersione delle specie vegetali è profondamente legata alle successioni risultanti dalle periodiche alluvioni (Andersson *et al*., 2000; Drezner *et al.*, 2001) e richiederebbero quindi metodi di studio diversi (Sitzia, 2004b).

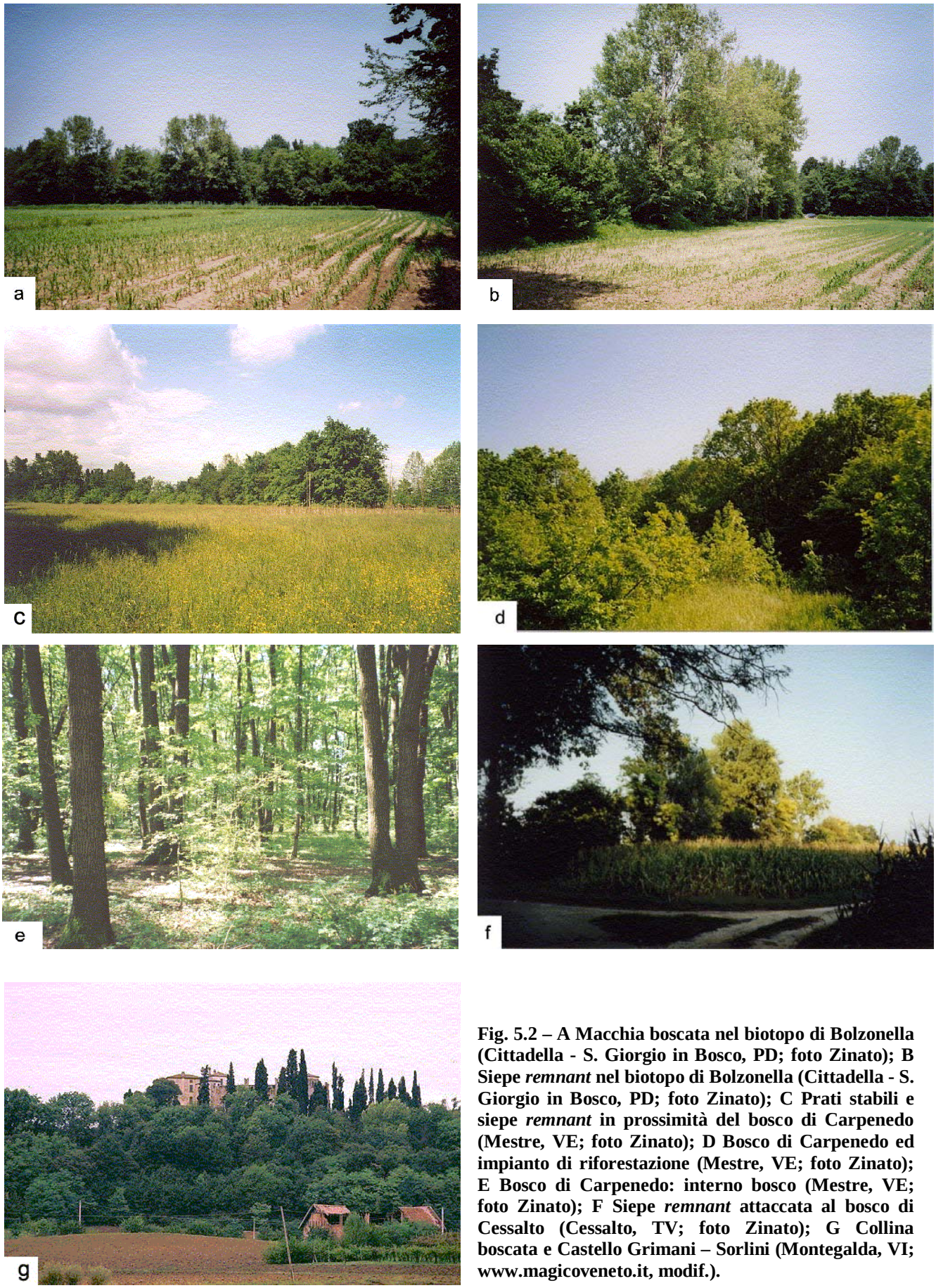


Fig. 5.2 – A Macchia boscata nel biotopo di Bolzonella (Cittadella - S. Giorgio in Bosco, PD; foto Zinato); B Siepe *remnant* nel biotopo di Bolzonella (Cittadella - S. Giorgio in Bosco, PD; foto Zinato); C Prati stabili e siepe *remnant* in prossimità del bosco di Carpenedo (Mestre, VE; foto Zinato); D Bosco di Carpenedo ed impianto di riforestazione (Mestre, VE; foto Zinato); E Bosco di Carpenedo: interno bosco (Mestre, VE; foto Zinato); F Siepe *remnant* attaccata al bosco di Cessalto (Cessalto, TV; foto Zinato); G Collina boscata e Castello Grimani – Sorlini (Montegalda, VI; www.magicoveneto.it, modif.).

5.1.1 Bolzonella

La zona umida di Bolzonella rappresenta uno degli ultimi biotopi relitti dell'Alto Padovano che, anche se di dimensioni limitate, conserva importanti valenze floristiche di notevole significato fitostorico e fitogeografico; si tratta infatti di un biotopo complesso in cui si ritrovano cenosi anche molto diverse, dai prati umidi torbosi al querco-carpineto. Esso ricade nei comuni di S. Giorgio in Bosco, Cittadella e Fontaniva ed è localizzato in prossimità della strada statale Padova-Cittadella in località Bolzonella (Figura 5.3).

Insieme alle vicine aree umide di S. Maria e della Palude di Onara, il biotopo di Bolzonella si sviluppa nella fascia delle risorgive che in quest'area è ampia 6-8 Km ed è compresa tra le isoipse 65 m e 30 m s.l.m. (Sarzo *et al*., 1997); esso si localizza alla base del conoide fluvioglaciale del fiume Brenta cui è strettamente connesso dal punto di vista idrologico. D'altra parte, lo stesso sito in cui si sviluppa il biotopo sarebbe un paleoalveo orientale del Brenta: ciò si manifesta con un'evidente bassura del piano di campagna (da –1 a –3 m rispetto ai terreni limitrofi) e con un'appendice arcuata formata dalla scarpata che delimita l'antico terrazzo pleistocenico in sinistra Brenta (Marcolongo; Castiglioni in Sarzo *et al*., cit.).

L'area umida copre una superficie di circa 10 ha ed è di proprietà privata; essa presenta una forma poligonale irregolare allungata in direzione nord-sud delimitata su tre lati da coltivi e prati stabili e, a meridione, da una strada. Il biotopo risulta diviso longitudinalmente in due settori separati da una canaletta che raccoglie le emergenze sorgive: nella parte orientale si sviluppa una cenosi forestale, il cosiddetto "Bosco della fontana cuerta" (4 ha circa), mentre la parte occidentale e settentrionale ospita varie cenosi erbacee igrofile (circa 5,5 ha). Intorno al biotopo si estendono vaste aree agricole ancora ricche di siepi campestri, di rogge delimitate da fasce boscate, di aree umide, di prati stabili e piccoli boschi relitti, nonché di antiche ville venete che conservano parchi con le caratteristiche essenze arboree di farnia e carpino bianco (Figura 5.4).

Dal punto di vista climatico, Bolzonella presenta un regime pluviometrico tipicamente equinoziale con minimo invernale e precipitazione media annua compresa tra i 1000 e i 1100 mm; l'escursione termica annua è di 20-24 °C con valore termico medio di 13°C.

Caratteristica fondamentale del biotopo è la presenza di acque sorgive che determinano la presenza di un microclima edafico importante per la sopravvivenza di varie specie erbacee relitte legate a boschi umidi (Sarzo *et al*., cit.).

Il biotopo di Bolzonella è oggi solo un piccolo ricordo delle vaste aree umide e paludose presenti storicamente nel territorio compreso tra Padova e Cittadella.

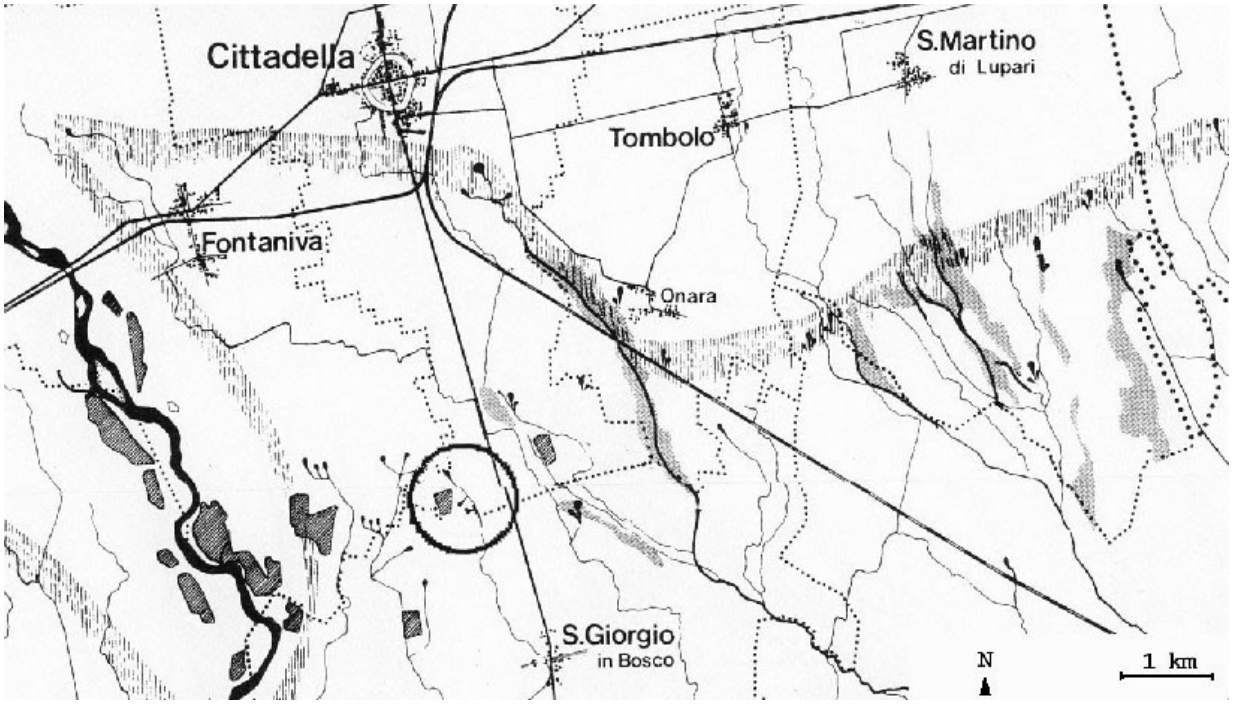


Fig. 5.3 – Inquadramento territoriale dell'alto padovano con evidenziate le aree umide, la fascia delle risorgive e l'area in cui si sviluppa il biotopo di Bolzonella (cerchio). Le frecce accanto all'alveo del fiume Brenta indicano la direzione del deflusso sotterraneo connesso al fiume. (Abrami G., 1984; p.42, modif.)

Fig. 5.4 – Foto aerea del 1955. Sono evidenziate la zona umida di Bolzonella (1), la zona umida di S. Maria (2), il complesso di aree umide a S. Giorgio in Brenta (3) ed il parco storico di una villa veneta (4). Si noti la presenza di numerose fasce boscate (in genere in corrispondenza di rogge) e di piccole macchie. (Università di Padova, Dipartimento di Geografia; modif.)

All'inizio del IV sec. a.C. "*Patavium*" (oggi Padova) era un porto, una città d'acqua collegata al mare dal fiume Brenta; d'altra parte, "*pataves*" erano gli abitanti delle paludi e ciò suggerisce che all'epoca Padova fosse circondata da zone umide (Abrami e Camuffo, 1994). Esse si estendevano dalle immediate vicinanze della città patavina verso nord[1] fino alla fascia delle risorgive, come testimonia anche l'attuale Via Montà che costituisce il tratto iniziale di una strada costruita in epoca romana per collegare Padova alla Via Postumia: Via Montà fu realizzata sopra un terrapieno (da cui appunto "montà") proprio perché attraversava aree paludose spesso soggette alle alluvioni del Brenta. Ma tra Padova e Cittadella vi erano anche vaste aree boscate come indicato da numerosi documenti antichi e dai toponimi oggi rinvenibili nel territorio in questione (*ibid.*).
Agli inizi del '900 Beguinot (in Sarzo *et al*., cit.; p.179) dichiarava :

numerosi sono i settori della provincia [di Padova] nei quali dominano tuttora la palude e l'acquitrino;

oggi, dopo decenni di bonifiche, dissodamenti e radicali alterazioni antropiche dell'assetto territoriale, a parte la Palude di Onara, le zone umide e le aree boscate relitte sono ormai notevolmente frammentate e di piccola estensione, in genere poco conosciute e poco studiate.

Uno studio condotto da Sarzo *et al.* (ivi) ha permesso di individuare nel biotopo di Bolzonella ben 252 entità floristiche (Tabella 5.2), alcune anche di particolare interesse e rarità (Figure 5.6-5.7), riconducibili ai seguenti principali tipi vegetazionali (Figura 5.5):

- Marisceti (Ass. *Cladietum marisci* All. 1922);
- Cariceti (Ass. *Caricetum elatae* W. Koch 1926);
- Prati a *Schoenus* (Ass. *Erucastro-Schoenetum nigricantis* Poldini 1973 em. Sburlino et Ghirelli 1994);
- Molinieti (Ass. *Plantagini altissimae-Molinietum caeruleae* Marchiori et Sburlino 1982);
- Orli igrofili (Aggr. a *Lemna minor*; Ass. *Apio-Beruletum erecti* Phil. 1973; Ass. *Utricularietum australis* Müller et Görs 1960; Aggr. a *Carex acutiformis* ; Ass. *Caricetum ripariae* Knapp et Stoff. 1962; Ass. *Bidentetum tripartitae* W. Koch 1926; Aggr. a *Potamogeton pectinatus*; Aggr. a *Elodea canadensis*);
- Ontanete (Ass. *Carici acutiformis-Alnetum glutinosae* Scamoni 1935);
- Querco-carpineti (Ass. A*sparago tenuifolii-Quercetum roboris* Lausi 1967 Marincek 1994).

[1] In realtà vaste paludi erano presenti anche nel Basso Padovano.

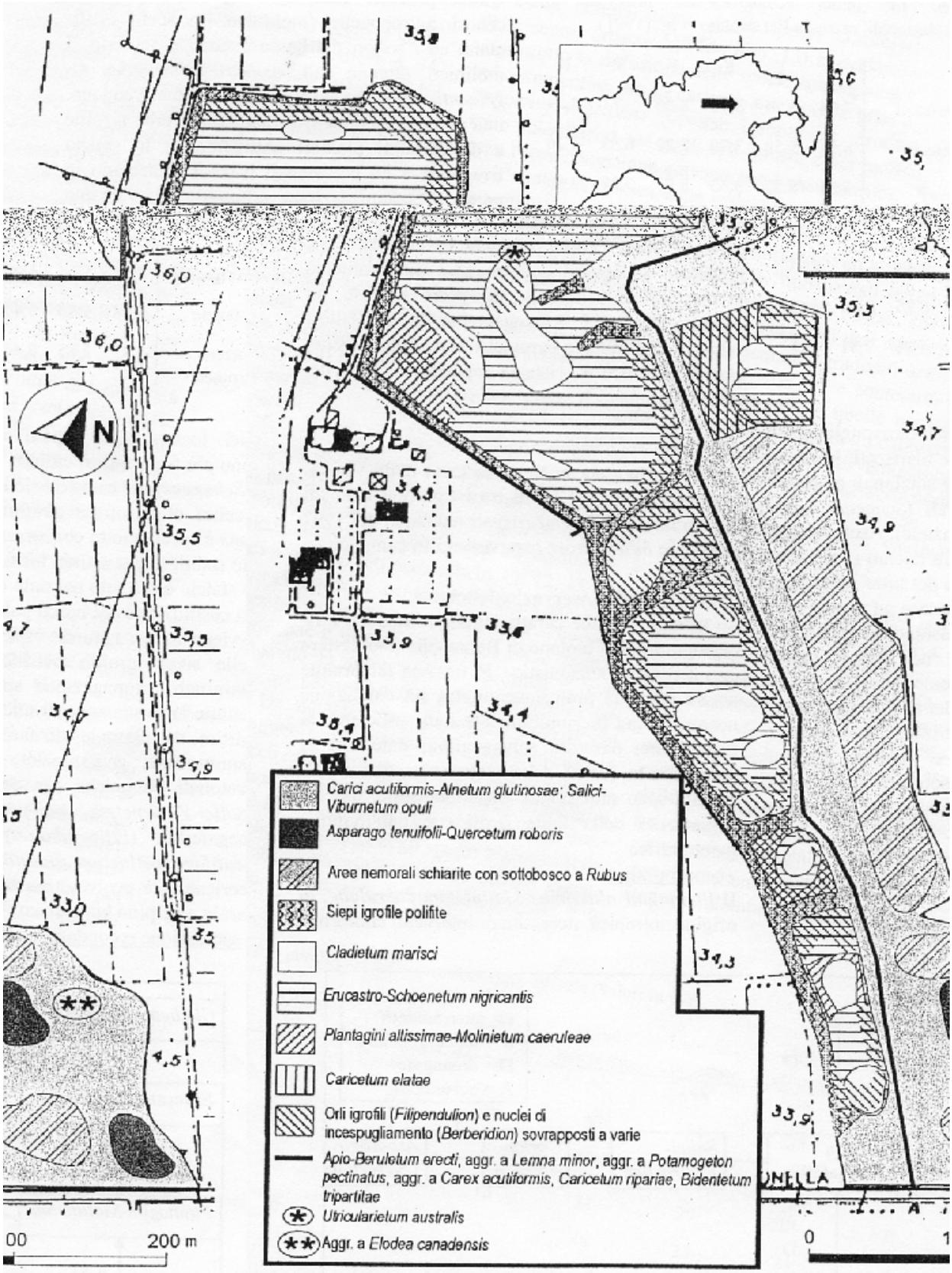


Fig. 5.5 – Distribuzione dei diversi tipi vegetazionali nel biotopo di Bolzonella. (Sarzo *et al.*, 1997; p.195, modif.)

Tab. 5.2 – Elenco floristico[1] della zona umida di Bolzonella. (Sarzo *et al.*; p.181-182)

Acalypha virginica
Acer campestre
Acer negundo
Achillea roseo-alba
Aegopodium podagraria
Agropyron repens ssp. repens
Agrostis stolonifera
Ajuga reptans
Alisma plantago-aquatica
Alnus glutinosa
Alopecurus myosuroides
Amaranthus cruentus
Amaranthus retroflexus
Anemone nemorosa
Angelica sylvestris
Anthoxanthum odoratum
Apium nodiflorum
Arctium lappa
Arrhenatherum elatius
Artemisia verlotorum
Artemisia vulgaris
Asparagus officinalis
Aster novae-angliae
Aster novi-belgii
Athyrium filix-femina
Barbarea vulgaris
Bellis perennis
Berula erecta
Bidens frondosa
Bidens tripartita
Brassica napus
Brassica oleracea
Briza media
Bromus sterilis
Bryonia dioica
Calepina irregularis
Caltha palustris
Calystegia sepium
Capsella bursa-pastoris
Cardamine amara
Cardamine hirsuta
Carex acutiformis
Carex davalliana
Carex distans
Carex elata
Carex flacca
Carex flava
Carex hirta
Carex hostiana
Carex panicea
Carex paniculata
Carex randalpina
Carex remota
Carex riparia
Carex sylvatica
Carex umbrosa
Carpinus betulus
Celtis australis
Centaurea nigrescens
Cerastium holosteoides
Chelidonium majus
Chenopodium album
Circaea lutetiana
Cirsium arvense
Cirsium oleraceum
Cirsium palustre
Cladium mariscus
Clematis vitalba
Conyza canadensis
Cornus sanguinea
Corylus avellana
Crataegus monogyna
Cruciata laevipes
Cynodon dactylon
Cyperus fuscus
Dactylis glomerata
Digitaria sanguinalis
Dryopteris carthusiana
Dryopteris dilatata
Duchesnea indica
Echinochloa crus-galli
Eleocharis uniglumis
Elodea canadensis
Epipactis palustris
Equisetum arvense
Equisetum palustre
Equisetum ramosissimum
Equisetum telmateja
Erigeron annuus
Eriophorum latifolium
Euonymus europaeus
Eupatorium cannabinum
Euphorbia helioscopia
Euphrasia marchesettii
Festuca arundinacea
Festuca pratensis
Festuca rubra
Festuca trichophylla
Filipendula ulmaria
Fragaria vesca
Frangula alnus
Galeopsis pubescens
Galinsoga parviflora
Galium album
Galium aparine
Galium elongatum
Galium verum
Geum urbanum
Glechoma hederacea
Gratiola officinalis
Gynmadenia conopsea
Hedera helix
Helianthus annuus
Heracleum sphondylium
Holcus lanatus
Holoschoenus australis
Humulus lupulus
Hypericum perforatum
Iris pseudacorus
Juncus articulatus
Juncus subnodulosus
Lamium album
Lamium orvala
Lamium purpureum
Lapsana communis
Lathyrus pratensis
Lemna minor
Leontodon hispidus
Leucanthemum praecox
Ligustrum cf. japonicum
Ligustrum vulgare
Lolium multiflorum
Lolium perenne
Lonicera japonica
Lotus corniculatus
Luzula campestris
Lychnis flos-cuculi
Lycopus europaeus
Lysimachia nummularia
Lysimachia vulgaris
Lythrum salicaria
Matricaria chamomilla
Medicago sativa ssp. sativa
Mentha aquatica
Mentha longifolia
Moehringia trinervia
Molinia coerulea
Morus alba
Myosotis scorpioides
Myosoton aquaticum
Nasturtium officinale
Ononis spinosa
Orchis morio
Ornithogalum umbellatum
0xalis fontana
Panicum dichotomiflorum
Papaver rhoeas
Parietaria officinalis
Parnassia palustris
Pennisetum glaucum
Petasites hybridus
Peucedanum palustre
Phragmites australis
Phytolacca americana
Picris hieracioides
Pimpinella major
Plantago lanceolata
Plantago major
Plantago media
Platanthera bifolia
Platanus hybrida
Poa palustris
Poa trivialis
Polygonatum multiflorum
Polygonum aviculare
Polygonum hydropiper
Polygonum mite
Populus canadensis
Populus nigra
Potamogeton pectinatus
Potentilla erecta
Prunus avium
Pteridium aquilinum
Quercus robur
Ranunculus acris
Ranunculus ficaria
Ranunculus nemorosus
Ranunculus repens
Rhamnus catharticus
Robinia pseudacacia
Rorippa sylvestris
Rosa arvensis

[1] Nomenclatura secondo Pignatti, 1982.

Rubus caesius	*Senecio inaequidens*	*Thalictrum aquilegifolium*
Rubus ser. Corylifolii	*Setaria glauca*	*Thalictrum lucidum*
Rubus ser. Discolores	*Setaria viridis*	*Thelypteris palustris*
Rubus sulcatus	*Silene alba*	*Trifolium pratense*
Rudbeckia laciniata	*Sinapis arvensis*	*Trifolium repens*
Rumex acetosa	*Solanum dulcamara*	*Typha latifolia*
Rumex conglomeratus	*Solanum nigrum*	*Typhoides arundinacea*
Rumex crispus	*Sonchus oleraceus*	*Ulmus minor*
Rumex obtusifolius	*Sorghum halepense*	*Urtica dioica*
Salix alba	*Sparganium erectum*	*Utricularia cf. australis*
Salix caprea	*Spiranthes aestivalis*	*Valeriana dioica*
Salix cinerea	*Stachys officinalis*	*Valeriana officinalis*
Salvia glutinosa	*Stachys palustns*	*Verbena officinalis*
Sambucus nigra	*Stachys sylvatica*	*Veronica*
Saponaria officinalis	*Stellaria media*	*anagallis-aquatica*
Schoenus nigricans	*Succisa pratensis*	*Veronica chamaedrys*
Scirpus sylvaticus	*Symphytum officinale*	*Veronica persica*
Scrophularia nodosa	*Tamus communis*	*Veronica serpyllifolia*
Scrophularia umbrosa	*Taraxacum officinale* (gruppo)	*Viburnum opulus*
Scutellaria galericulata	*Taraxacum palustre* (gruppo)	*Viola reichenbachiana*
Selinum carvifolia	*Taxus baccata*	

Sono sottolineate le emergenze e particolarità floristiche. (Sarzo *et al*., 1997)

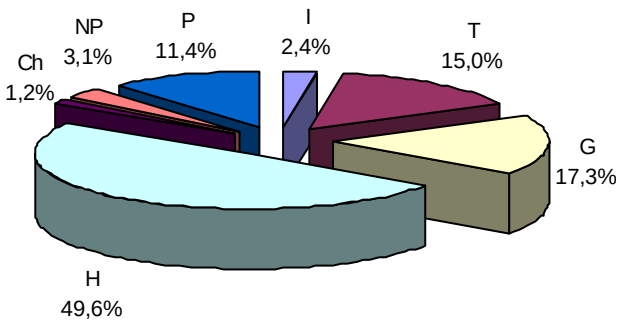


Fig. 5.6 – Spettro biologico della flora del biotopo di Bolzonella (PD)

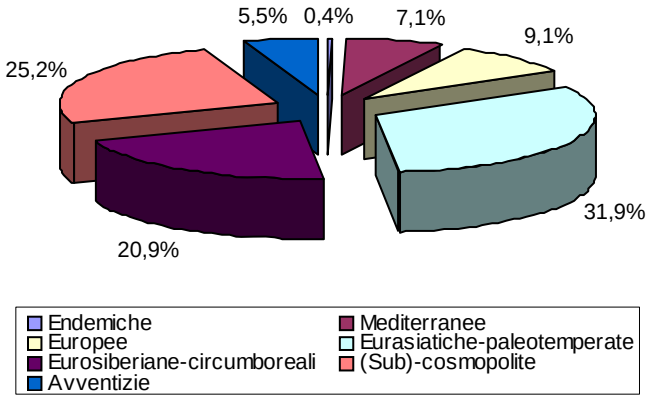


Fig. 5.7 – Spettro corologico della flora del biotopo di Bolzonella (PD)

L'area boscata del biotopo di Bolzonella si presenta alquanto varia (Tabella 5.3) e più o meno disturbata dalle attività antropiche. In essa si possono individuare le seguenti tipologie vegetazionali (*ibid*.):

i. fitocenosi arbustiva di ricostituzione del bosco paludoso a *Salix cinerea* e *Viburnum opulus* riconducibile al *Salici-viburnetum opuli* (rilievo n. 33);

ii. fitocenosi arborea rappresentante la tipica ontaneta di palude; si tratta di un ceduo abbandonato ed in più punti allagato riconducibile al *Carici acutiformis-Alnetum glutinosae* (rilievi n. 34-35-36-37);

iii. elementi di querco-carpineto planiziale (*Asparago tenuifolii-Quercetum roboris*) sui suoli più rilevati (rilievo n. 38);

iv. querceto rado e paucispecifico con sottobosco di rovi e specie lianose (rilievo n. 39);

v. pioppeto artificiale dismesso (rilievo n. 40).

Il terzo e il quarto tipo di vegetazione sono quelli di maggiore interesse ai fini del presente studio in quanto in essi è stato effettuato il rilievo di presenza – assenza delle specie la cui composizione è stata confrontata con quella delle siepi adiacenti.

Tab. 5.3 – Cenosi nemorali. (Sarzo *et al.*, 1997)

Numero rilievo	33	34	35	36	37	38	39	40
Superficie rilevata (mq)	50	50	50	50	50	50	50	50
Copert. strato arboreo (A) %	0	80	70	60	70	70	30	30
Copert. strato arbustivo (B) %	90	30	30	80	30	40	90	30
Copertura strato erbaceo (C) %	50	30	60	90	95	25	5	100
Copertura strato muscinale %	5	5	5	5	2	5	0	0
Numero specie rilevate	27	23	25	22	29	21	8	19
Sp. guida								
Viburnum, opulus (B)	2	1	+	1	+	+		2
Viburnum opulus (C)				+		+		
Salix cinerea (B)	2			+				
Salix cinerea (C)	+							
Alnus glutinosa (A)		4	3	3	4	+	+	
Alnus glutinosa (B)	1			1	+			
Carex acutiformis	+	1	2	3	+			
Quercus robur (A)		+				3	1	
Quercus robur (C)				+	+	+		
Carpinus betulus (A)						2	+	
Carpinus betulus (B)					+			
Carpinus betulus (C)						+		
Populus canadensis (A)								2
Sp. degli Alnetea glutinosae								
Solanum dulcamara		+	1		+			
Thelypteris palustris	+		+	+	1			
Frangula alnus (B)	2							
Frangula alnus (C)	+							
Dryopteris carthusiana					+			
Sp. dei Querco-Fagetea								
Equisetum telmateja	+	+	1	1	1	+	1	+
Tamus communis		+	+	1	+	+		+
Lonicera japonica	+	+	+	+	+		2	1
Hedera helix		2	+	1	1	1	+	
Ulmus minor (A)		1						
Ulmus minor (B)		1	+	1	+	+		
Ulmus minor (C)				+				
Carex remota		+	+	r	+			
Viola reichenbachiana	+	+		+		+		
Corylus avellana (B)		+	+		1	1		
Euonymus europaeus (B)		+	+	+		+		
Euonymus europaeus (C)						+		
Cornus sanguinea (B)	1		+	1	+			
Cornus sanguinea (C)				+				
Anemone nemorosa		+	+			+	+	
Acer campestre (B)		+	+		+			
Acer campestre (C)					+			
Humulus lupulus					+			+
Polygonatum multiflorum					+	+		
Celtis australis (B)		+			+			

Celtis australis (C)					+	+		
Rubus sp. pl. (B)	1						4	1
Ligustrum cf. japonicum (B)				+		1		
Ligustrum cf. japonicum (C)					+			
Rhamnus catharticus (B)	1							
Sambucus nigra (B)		+			1			
Sambucus nigra (C)					+			
Rosa arvensis (B)	+	+						
Rosa arvensis (C)	+					+		
Carex umbrosa	+					r		
Prunus avium (B)						+		
Sp. dei Phragmitetea								
Phragmites australis	1							4
Typhoides arundinacea			+		+			
Carex elata	+		1					
Iris pseudacorus	+				1			
Lycopus europaeus				+				
Carex randalpina								1
Galium palustre								+
Berula erecta			+					
Sp. dei Molinietalia caeruleae								
Filipendula ulmaria	2	+	+	+				1
Angelica sylvestris	+				+			+
Caltha palustris				+	1			
Valeriana dioica			+					
Myosotis scorpioides		r						
Cirsium palustre	+							
Molinia caerulea	+							
Thalictrum lucidum	+							
Sp. degli Artemisietea vulgaris								
Rubus caesius		+	+	1	1	1	+	+
Calystegia sepium	+				+			+
Galium aparine	+							+
Glechoma hederacea	+							+
Rudbeckia laciniata								1
Urtica dioica								+
Sp. compagne								
Symphytum officinale				+		r		+
Cardamine amara		+	1					
Salix alba (A)			1					1
Sp. sporadiche	1	0	1	1	1	0	0	0

5.1.2 Carpenedo

Il quartiere Carpenedo si trova nella periferia nord di Mestre, nel Comune di Venezia, e lo stesso toponimo si rifà alla presenza di un bosco che agli inizi del '900 si estendeva dal Terraglio fino all'attuale Via Vallon; oggi di questo antico bosco rimane solo un piccolo sistema ambientale, un mosaico agro-forestale di biotopi diversi tra i quali spicca certamente per il suo valore relittuale il piccolo Bosco di Carpenedo (Figura 5.8).

Il bosco è attualmente proprietà della Provincia di Venezia; da pochi anni è stato incluso tra i SIC della Regione del Veneto ed è compreso nell'Oasi di Protezione Faunistica Provinciale n.25. Facilmente visibile dalla tangenziale di Mestre, confina a sud con il parco di Villa Matter (di cui era parte fino a non molti decenni fa), a ovest con via del Tinto, a est e a nord

con prati umidi; in prossimità del bosco si trova l'abitato di Carpenedo (via Trezzo, via Vallon) e ad un centinaio di metri corre la linea ferroviaria Venezia-Trieste.

Il biotopo forestale ha una forma romboidale con asse maggiore in direzione est-ovest e copre una superficie di 2,71 ha (DataBase di Natura 2000). Dal bosco si sviluppano diverse siepi relitte che si inoltrano verso nord nei prati umidi ottenuti nel secolo scorso dal dissodamento del Bosco di Valdemar; su tali prati sono stati realizzati a più riprese (tra il 1991 ed il 1999) diversi impianti di riforestazione ad opera del Comune di Venezia e di Veneto Agricoltura. I prati umidi di Carpenedo costituiscono oggi un elemento ambientale molto interessante rappresentando una tipologia vegetazionale ormai rara nella bassa pianura veneta: essi conservano bassure acquitrinose, stagni, fossi e scoline che insieme mantengono importanti relitti floristici. I prati si estendono verso nord fino alla grande arteria viaria rappresentata da via Martiri della Libertà oltre la quale si trova il Forte Carpenedo. L'area del Forte è occupata da prati mesofili e da una buona dotazione arborea costituita però in prevalenza da vegetazione cresciuta spontaneamente negli ultimi decenni in seguito all'abbandono e alla conseguente ricolonizzazione dei suoli disboscati (Bon & Roccaforte, 2003).

A meridione, il bosco è ancor oggi collegato da vetuste siepi al parco di Villa Matter che nella parte più prossima al boschetto conserva elementi dell'antico querco-carpineto arricchito però da specie esotiche.

Fig. 5.8 – Bosco di Carpenedo e aree limitrofe nel 1968. (Tavola IGM; Università di Padova, Dipartimento di Geografia; modif.)

Il bosco di Carpenedo si trova in prossimità di quello che fino agli inizi del '900 era il limite inferiore della bassa pianura alluvionale (riconducibile secondo Zanetti – 1985 – al tracciato della linea ferroviaria VE-TS), prima che le vaste aree paludose costiere perilagunari fossero bonificate. Dal punto di vista climatico il regime pluviometrico è anche qui tipicamente equinoziale con minimo invernale, ma le precipitazioni medie annue non superano gli 850

mm; la temperatura media annua è di circa 13 °C mentre quella del mese più freddo è di 3 °C (Susmel, 1994).

Una caratteristica fondamentale del bosco di Carpenedo è il carattere tendenzialmente paludoso dei suoli argillosi su cui si sviluppa. A parte la superficialità della falda, come rilevato anche nella zona del Forte (Bon & Roccaforte, cit.), i ristagni idrici sembrano dovuti essenzialmente alla presenza diffusa di un livello di "caranto" (paleostrato litologico limo-argilloso, posto al di sotto dell'attuale suolo forestale[1], ricco di noduli calcarei, alto da 0,5 a 2 m, impermeabile e permanentemente idratato). In passato, prima che i veneziani intervenissero con adeguate sistemazioni idrauliche, tale strato impermeabile ostacolava l'infiltrazione delle acque di esondazione dei fiumi e delle stesse precipitazioni determinando la formazione di vaste bassure paludose (Susmel, cit.). Beguinot nel 1913 rilevava nel bosco di Carpenedo una notevole componente igrofila (non rinvenuta ad esempio nel vicino Bosco di Chirignago) e ancor oggi durante le stagioni più piovose vari settori possono risultare allagati per lunghi periodi determinando la formazione di popolamenti quasi monospecifici a *Ranunculus ficaria*, *Anemone nemorosa* o *Hedera helix* (Caniglia, 1981).

A seguito del secolare sfruttamento cui è stato sottoposto, oggi il bosco di Carpenedo si presenta alquanto debilitato dal punto di vista ecosistemico. Dopo i pesanti interventi subiti soprattutto dalla componente arborea, negli ultimi decenni il bosco ha goduto di una certa tranquillità, ma il carattere periurbano e i pochi controlli hanno continuato ad esporlo a tagli abusivi, all'asportazione dell'orizzonte umifero, utilizzato come terriccio negli orti vicini, e all'inquinamento atmosferico di origine industriale, domestica e veicolare (SO_2, NO_x, NO_2, O_3, pulviscolo sospeso, deposizioni acide) (Susmel, cit.; pp.143-4). I danni maggiori sono stati causati dall'anidride solforosa e dalle deposizioni acide di piogge, nebbie e rugiade: tra la fine degli anni '50 e i primi anni '80, nell'area di Mestre-Marghera il tasso atmosferico di anidride solforosa, e quindi di ione solfato, si mantenne, seppur non costantemente, al di sopra del livello massimo di tolleranza per la vegetazione (0,020 p.p.m.) con conseguenti gravi danni sulla stessa e sul terreno (*ibid.*). Le analisi dendrocronologiche hanno rivelato infatti turbe di accrescimento nel periodo 1957-1983 mentre gli orizzonti A e B del suolo forestale hanno mostrato una reazione decisamente acida (pH in KCL = 3,5-3,8) anziché una moderata acidità (pH =5,5-6,0) come avviene normalmente in presenza di una litologia carbonata; si tratta in questo caso di un fenomeno estremamente grave che porta ad una progressiva

[1] Il suolo forestale di Carpenedo è un suolo carbonatico di origine alluvionale; di buona profondità (80-90 cm), si può ricondurre alla famiglia delle terre brune. (Susmel, 1994)

destrutturazione del suolo e alla destabilizzazione del ciclo delle sostanze nutritive con pesanti conseguenze su tutto l'ecosistema forestale (*ibid*.).
Veneto Agricoltura, attuale gestore del bosco e dei prati limitrofi, ha da tempo provveduto a recintare tutta l'area e ciò ha notevolmente ridotto gli abusi; inoltre, a partire dalla seconda metà degli anni '80 il tasso atmosferico di anidride solforosa è stato portato a livelli molto più bassi rispetto a quelli che si registravano negli anni precedenti: oggi le piante arboree non danno più segni di alterazione dell'accrescimento, ma i danni al suolo permarranno (seppur in modo non irreversibile) nel lungo periodo (ivi; p.146). D'altra parte, la presenza di un notevole traffico veicolare in prossimità del bosco e l'incalzante urbanizzazione del territorio e della periferia mestrina pongono non pochi interrogativi sul futuro dell'inquinamento atmosferico e sui suoi effetti nel lungo periodo.

Il bosco di Carpenedo è l'ultimo lembo relitto degli antichi querceti che almeno fino alla fine dell'800 coprivano ancora vaste superfici dell'area circumlagunare in prossimità di Venezia[1]; si pensava che tali boschi in un qualche modo riuscissero a fermare la malaria e questo ne assicurò la sopravvivenza più a lungo di altri (Bon & Roccaforte, 2003).
Nell'800 lungo la fascia costiera veneziana i resti ancora presenti dell'antica *Silva Fetontea* erano rappresentati dai boschi di Zuccarello, Marcon, Gaggio[2], Asseggiano, Tessera, Terzo, Favaro, Dese, Zerman, Mogliano, Carpenedo e Chirignago. Nel 1796 fu abbattuto il Bosco di Campalto ma nel territorio di Marcon, nonostante gli intensi disboscamenti avvenuti tra il 1500 ed il 1700, nel 1859 erano ancora presenti ben 390 ha di bosco, concentrati soprattutto nelle frazioni di Gaggio e S. Liberale; gran parte di essi rimase fino agli inizi del '900 quando le guerre e la bonifica del territorio tra il Sile e la laguna (iniziata nel 1926) li cancellarono completamente (ultimi abbattimenti a Gaggio nel 1939) (*ibid*.). Le due guerre mondiali segnarono la fine di tutti i grandi boschi sopravvissuti fino agli inizi del '900; anche il bosco di Chirignago (ex Bosco Brombeo, per l'abbondanza del Prugnolo, detto volgarmente "brombér"), che nel 1747 copriva una superficie di 64 ha (secondo il catasto Gradenigo), fu completamente abbattuto nel 1918 e l'area fu poi venduta per la realizzazione del progetto industriale che prevedeva il nuovo Porto dei Bottenighi (*ibid*.). Di fatto anche il Bosco di Carpenedo rischiò di fare la stessa fine ma vicende fortunose lo risparmiarono all'oblio dei tempi.

[1] Secondo Galliccioli nel 1775 i lupi potevano ancora fare la loro comparsa nel bosco di Carpenedo (Bon & Roccaforte, 2003) e ciò testimonia la presenza di un sistema agro-forestale in cui boschi e siepi (insieme a paludi e prati) costituivano ancora un elemento importante del paesaggio e dell'ambiente circumlagunare.
[2] Gaggio (in passato Gajo) è un toponimo derivante da "gahagi", parola longobarda che significa bosco (Bon & Roccaforte, 2003).

Il piccolo Bosco di Carpenedo è in realtà ciò che resta oggi dell'antico e rigoglioso Bosco di Valdemar (Figura 5.9). Proprietà del Vescovado di Treviso, nei primi secoli del II millennio esso copriva probabilmente buona parte dei territori contigui all'abitato di Carpenedo ed era utilizzato dalle popolazioni locali ("colmellisti") che lo governavano a ceduo con rotazione settennale per la produzione di legna e fascine; nel 1360 il Vescovo di Treviso sancì formalmente tale uso che durava da secoli dando in concessione alla comunità di Carpenedo tutti i propri beni fondiari che ricadevano nel medesimo territorio comunale[1]. D'altra parte, fin dal 1337 il governo veneziano aveva imposto alla comunità di Carpenedo l'obbligo di allevare ad altofusto tutte le roveri presenti nel bosco convertendo il ceduo semplice in un ceduo composto; nella seconda metà del '400 esso era ormai divenuto un gioiello forestale gelosamente custodito da Venezia per la produzione di legname da destinare all'Arsenale (Susmel, 1994).

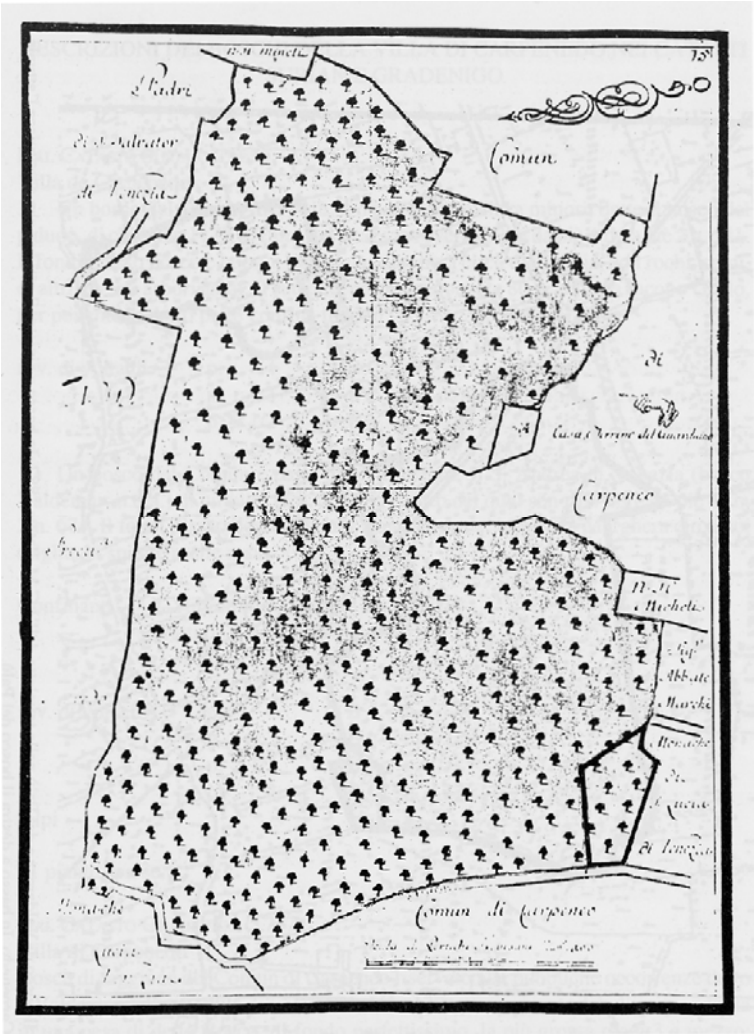


Fig. 5.9 – Bosco di Valdemar secondo il catasto Gradenigo (1747); il poligono evidenziato in basso a destra rappresenta l'attuale macchia relitta di Carpenedo. (Susmel, 1994, p.131, modif.)

[1] Secondo i dati riportati nell'atto notarile, il bosco copriva tre quarti della superficie complessiva, seguito da arativi, prati e pascoli (Susmel, 1994).

Nel 1747 il catasto Gradenigo indicava per il Bosco di Valdemar una superficie di 125 ha cui andavano aggiunti gli oltre 23 ha del vicino Bosco del Palù[1], descritto già due secoli prima anche nel catasto Surian (1569). Alla fine degli anni ottanta dell'800 una parte del Bosco di Valdemar fu abbattuta per costruire il Forte Carpenedo (che occupa un'area di circa 17 ha) ed il relativo fossato perimetrale; nel 1887 però, i due boschi si estendevano ancora su una superficie complessiva di poco inferiore a quella dei secoli precedenti ma la loro fine era ormai vicina (Figura 5.10).

Durante la prima guerra mondiale e nell'immediato dopoguerra essi furono completamente abbattuti: nel 1920 erano scomparsi, con la sola eccezione di un piccolo frammento che per sua fortuna era stato acquisito dalla proprietà di Villa Matter come parte del parco della villa stessa. Nel 1944 tuttavia, dopo numerosi tagli, anche questo piccolo relitto fu completamente raso al suolo dalle truppe tedesche ma, poiché il terreno non fu dissodato, la vegetazione potè ricrescere originando l'attuale boschetto (Bon & Roccaforte, cit.; Caniglia, cit.).

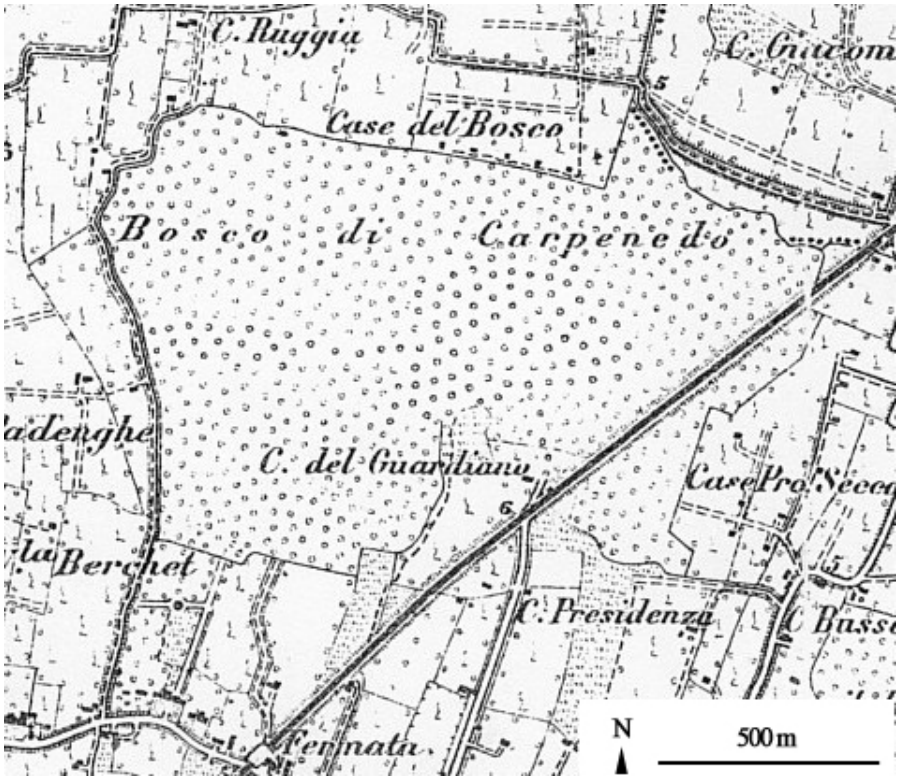


Fig. 5.10 – Bosco di Valdemar nella Tavola IGM del 1903 dove però non è indicata l'area occupata dal forte. (Università di Padova, Dipartimento di Geografia; modif.)

Il Bosco di Carpenedo si può ricondurre all'associazione vegetazionale climacica della pianura veneta, cioè il querceto ad asparago selvatico o *Asparago tenuifolii-Quercetum roboris (=Querceto-Carpinetum boreoitalicum)*. (Caniglia, cit.)

[1] Il nome di questo bosco indica chiaramente la presenza trascorsa di aree paludose, o comunque di aree umide. (Susmel, 1994; Bon & Roccaforte, 2003)

In realtà, lo sfruttamento antropico plurisecolare, ma soprattutto la notevole riduzione di superficie ed il taglio raso eseguito nel 1944 hanno comportato profonde alterazioni sia nella struttura somatica del bosco che nella sua stessa composizione floristica: oggi esso appare molto lontano dagli analoghi querco-carpineti europei meglio conservati.

Un primo elemento, indice di semplificazione ecosistemica, è rappresentato dalla limitata varietà floristica (Tabelle 5.4-5.5). I rilievi floristici eseguiti tra il 1985 ed il 1986 hanno permesso di individuare un totale di 62 specie, solo un terzo di quelle presenti nelle analoghe foreste primarie europee. Purtroppo il taglio raso e le ridotte dimensioni del bosco (che per di più tende a svilupparsi in lunghezza) hanno determinato la riduzione e l'estinzione di numerose specie, soprattutto quelle erbacee nemorali che oggi trovano ben poco spazio all'interno di questo relitto forestale quasi totalmente assimilabile ad una formazione di ecotono. D'altra parte, la stessa componente arborea risulta costituita fondamentalmente da due sole specie, farnia e carpino bianco, che insieme rappresentano il 96% degli individui (il carpino domina con il 67% del totale); inoltre, la biomassa del soprassuolo arboreo rappresenta da sola il 95% della biomassa autotrofa totale evidenziando la notevole rarefazione del sottobosco, delle sue componenti arbustiva ed erbacea (Susmel, cit.; p.137 ss.).

Un'altra caratteristica da sottolineare è il disordine strutturale del bosco. Di fatto tutti gli individui si possono considerare più o meno coetanei; si distinguono solo i pochi risparmiati dal taglio del '44 perché novellame e quelli nati da seme nei primi anni successivi al taglio. Alberi da seme (altofusto) e polloni riscoppiati dalle ceppaie (ceduo), presenti in parti quasi uguali nel bosco, si sono sviluppati contemporaneamente generando un soprassuolo che simula vagamente un ceduo sotto fustaia; esso tuttavia, nella sua quasi perfetta ed innaturale coetaneità, soffre di una densità eccessiva con una media di 1500 fusti/ha ed un'area media di insidenza delle chiome di 2,5 ha/ha (*ibid*.).

L'elevata densità del soprassuolo arboreo rappresenta di fatto il principale ostacolo alla naturale evoluzione del bosco verso forme disetanee più complesse e stabili, per lo meno nel breve e medio periodo. La scarsa radiazione luminosa che riesce a giungere al suolo causa notevoli difficoltà alla rinnovazione, soprattutto per la farnia le cui numerose plantule che ogni anno nascono a primavera (circa 500.000 unità/ha nel giugno del 1985) non riescono a sopravvivere fino a novembre: ciò impedisce al bosco di assicurarsi la continuità nel tempo (*ibid*.), almeno nella forma in cui lo conosciamo oggi. D'altra parte, l'elevata densità del bosco limita lo sviluppo delle altre specie erbacee ed arbustive, riduce anche le possibilità di

diffusione o di ingresso spontaneo di nuove specie e contribuisce così a mantenere uno stato di notevole semplificazione ambientale ed ecosistemica.

Tab. 5.4 – Sintesi dei rilievi fitosociologici eseguiti presso il bosco di Carpenedo tra l'estate 1979 e la primavera 1980 da Caniglia (1981)

Bosco di Carpenedo *Asparago tenuifolii-Quercetum roboris* (Lausi 1966) Marincek 1994 *(=Querceto-Carpinetum boreoitalicum* Pignatti 1953 ex Lausi 1966*)*	Stratificazione	Classe di frequenza	Indice di copertura %
Specie caratteristiche di associazione e di alleanza			
Carpinus betulus	A	V	38
	B	V	10
	C	I	+
Lonicera caprifolium	B	V	3
Vinca minor	C	V	6
Ranunculus auricomus	C	III	1
Prunus avium	B	III	+
Fraxinus ornus	A	III	1
	B	II	1
Vincetoxicum hirundinaria	C	II	+
Melampyrum nemorosum	C	I	+
Brachypodium sylvaticum	C	I	+
Euonymus europaeus	B	I	+
Tilia cordata	B	I	+
Platanthera chlorantha	C	I	+
Rosa arvensis	B	I	+
Specie caratteristiche dei *Fagetalia*			
Polygonatum multiflorum	C	V	8
Euphorbia dulcis	C	III	+
Symphytum tuberosum	C	I	+
Specie dei *Querco-Fagetea*			
Acer campestre	A	II	+
	B	V	1
	C	II	+
Ulmus minor	A	II	1
	B	IV	1
	C	II	+
Crataegus monogyna	B	V	2
	C	II	+
Hedera helix	B-C	V	11
Rubus caesius	B	III	+
Sambucus nigra	B	III	+
Ranunculus lanuginosus	C	II	1
Corylus avellana	B	II	+
Ligustrum vulgare	B	II	+
Pulmonaria officinalis	C	II	+
Anemone nemorosa	C	II	7
Ranunculus ficaria	C	II	6
Arum italicum	C	II	+
Cornus sanguinea	B	II	+
Tamus communis	C	II	+
Viburnum opulus	B	II	+
Pyrus pyraster	B	I	1
Rhamnus catharticus	B	I	+
Malus sylvestris	B	I	+

Geum urbanum	C	I	+
Alliaria petiolata	C	I	+
Clematis vitalba	B	I	+
Specie compagne			
Quercus robur	A	V	22
	B	III	5
	C	II	+
Viola canina	C	IV	3
Iris pseudacorus	C	III	+
Ajuga reptans	C	II	+
Robinia pseudacacia	B	II	+
Lamium orvala	C	II	+
Poa trivialis	C	II	+
Allium oleraceum	C	II	+
Viola odorata	C	II	+
Asparagus tenuifolius	C	I	+
Stachys officinalis	C	I	+
Rubus ulmifolius	B	I	+
Colchicum autumnale	C	I	+
Ornithogalum umbellatum	C	I	+
Oenanthe pimpinelloides	C	I	+
Stratificazione: A = strato arboreo; B = strato arbustivo; C = strato erbaceo			

Tab. 5.5 – Specie presenti nelle siepi e nei prati posti in prossimità del bosco di Carpenedo. (Bon & Roccaforte, 2003; Caniglia, 1981)

SIEPI		PRATI	
Quercus robur	*Pyrus pyraster*	*Anthoxanthum odoratum*	*Trifolium repens*
Carpinus betulus	*Malus sylvestris*	*Holcus lanatus*	*Hieracium piloselloides*
Ulmus minor	*Lonicera xylosteum*	*Lolium perenne*	*Plantago lanceolata*
Platanus hybrida	*Cornus sanguinea*	*Bromus mollis*	*Rumex acetosa*
Acer campestre	*Frangula alnus*	*Bromus sterilis*	*Galium verum*
Crataegus monogyna	*Lonicera periclymenum*	*Festuca pratensis*	*Galium lucidum*
Euonymus europaeus	*Clematis viticella*	*Brachypodium pinnatum*	*Centaurea pratensis*
Rubus sp.	*Ligustrum vulgare*	*Dorycnium pentaphyllum*	*Luzula campestris*
Rosa canina	*Viburnum opulus*	*Lychnis flos-cuculi*	*Ononis spinosa*
Rosa gallica	*Tamus communis*	*Salvia pratensis*	*Dactylorhiza incarnata*
Rhamnus cathartica	*Colchicum autumnale*	*Achillea millefolium*	*Orchis laxiflora*
Prunus spinosa	*Listera ovata*	*Euphorbia dulcis*	*Schoenus nigricans*
Corylus avellana	*Leucojum vernum*	*Bellis perennis*	*Carex riparia*
Cornus mas		*Chrysanthemum leucanthemum*	*Carex flacca*
		Taraxacum officinale	*Eleocharis palustris*
		Daucus carota	*Gratiola officinalis*
		Trifolium pratense	*Lythrum salicaria*
			Lysimachia nummularia
			Epipactis palustris

5.1.3 Cessalto

Il Comune di Cessalto si trova nella parte sud-orientale della Provincia di Treviso, lungo il confine con la Provincia di Venezia, in prossimità dell'autostrada Venezia-Trieste: proprio in corrispondenza dell'abitato di Cessalto vi è il relativo casello autostradale e poco distante da questo si sviluppa il Bosco di Olmé.

Il bosco copre una superficie di circa 24 ha (Zanetti, 1985) che però si estendono a 27,5 ha (DataBase di Natura 2000) se si considerano anche le aree limitrofe sottoposte a vincolo idrogeologico. La forma planimetrica è riconducibile ad un poligono irregolare con asse maggiore in direzione nord-ovest/sud-est (Figura 5.11); a ovest il bosco confina con un pioppeto dismesso e con gli stabilimenti di una zona industriale (Figura 5.12), a nord e ad est con un'area agricola (oltre la quale corre la strada provinciale Ceggia-Cessalto), a sud con una strada comunale detta Strada vicinale del bosco Olmé. Tutto il bosco è circondato da un profondo fossato con acqua corrente, con esclusione del lato più occidentale dove vi è un'area ricreativa da cui si può accedere al biotopo.

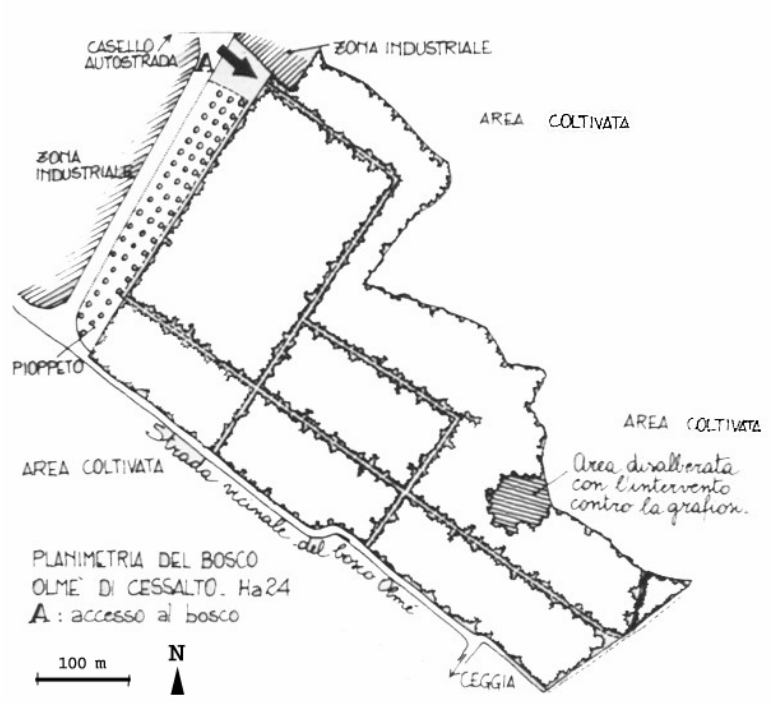
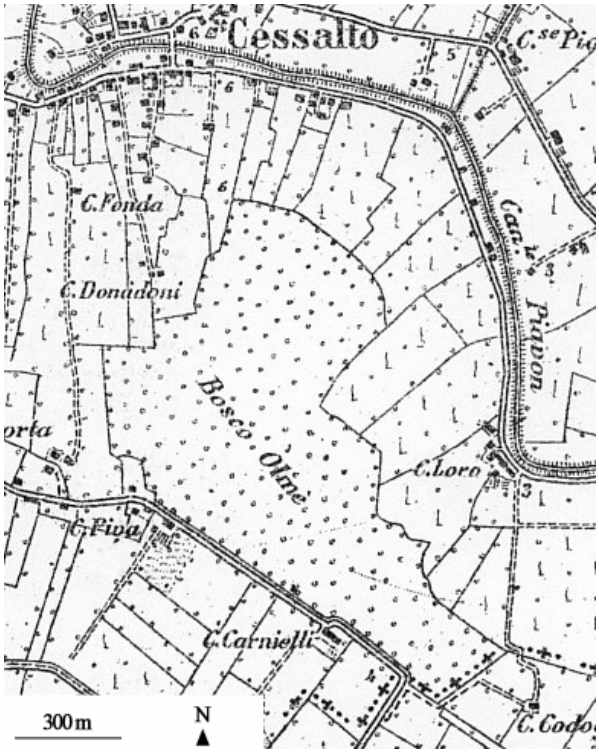


Fig. 5.11 – Bosco di Cessalto: planimetria. (Zanetti, 1985; p.114, modif.)

In passato anche il territorio di Cessalto era occupato da paludi poi prosciugate con imponenti opere di bonifica; oggi le aree agricole contigue al bosco si presentano piuttosto impoverite dal punto di vista naturale con vasti campi privi di siepi occupati dalla monocoltura oppure da ampi vigneti. Di fatto, il bosco di Olmé rappresenta un biotopo di enorme importanza per la biodiversità che ancora conserva e per il suo valore paesaggistico; tuttavia, è purtroppo evidente anche il suo isolamento ecologico nonostante dal lato est sia stata impiantata una siepe che potrebbe fungere da corridoio ecologico con la fascia arborea che si sviluppa lungo la vicina linea ferroviaria Venezia-Trieste.

Dal punto di vista climatico, il bosco di Cessalto sta in una zona di transizione tra la bassa pianura e la fascia litoranea. Il regime pluviometrico è tipicamente equinoziale con minimo assoluto invernale; la temperatura media annua è di circa 13 °C con precipitazioni che raggiungono i 1000 mm annui.

Fig. 5.12 – Bosco Olmè di Cessalto: foto aerea. (Carraro et al., 2004; modif.)



Nell'800 il territorio di Cessalto ospitava il Bosco di Olmè (Figura 5.13) e il Bosco di S. Marco che si estendeva presso S. Maria di Campagna e che fino al 1864 raggiungeva i 114 ha; nel 1893 essi avevano rispettivamente una superficie di 64 e 37 ha. I due querceti erano stati scrupolosamente protetti dalla Serenissima e nel 1662 nel bosco di Olmè (66 ha) si contavano ben 6.186 fusti di farnia con 404 fusti di diametro variabile tra 99 e 132 cm (*ibid.*).

Fig. 5.13 – Bosco Olmè nel 1894. (Tavola IGM; Università di Padova, Dipartimento di Geografia; modif.)

Nel 1893 i boschi furono ceduti in usufrutto dall'Azienda Statale del Demanio ai Comuni di Cessalto e Chiarano e durante la prima guerra mondiale essi furono sottoposti a tagli incontrollati dalla popolazione e dalle truppe austriache[1].

Nel primo dopoguerra il Bosco di S. Marco fu completamente abbattuto e dissodato dagli abitanti del luogo mentre il Bosco di Olmé resistette fino al secondo conflitto mondiale. Tuttavia, negli anni '40 esso fu intensamente sfruttato sia dalla popolazione locale che dalle

[1] Il Bosco di Olmé fu quasi completamente utilizzato per ricavare il legname necessario alla ricostruzione di numerosi ponti sul Piave (Zanetti, 1985).

truppe occupanti per l'approvvigionamento di legna da ardere: il prelievo irrazionale lo ridusse in larga parte a macchia e sterpaglia.
Nel 1964 il Comune di Cessalto ottenne dal Demanio l'autorizzazione ad abbattere e dissodare i 40 ha maggiormente degradati che furono poi destinati a pioppeto e in anni recenti a zona industriale. La rimanente superficie forestale fu invece vincolata definitivamente a bosco ceduo e dal 1977 il bosco è stato sottoposto a vincolo idrogeologico.
Dopo un primo diradamento effettuato negli anni '50, sono stati eseguiti due interventi di correzione della struttura e della composizione forestale negli anni '70-'80 (*ibid*.). Oggi il bosco è lasciato all'evoluzione naturale.

Come il bosco di Carpenedo e molti altri piccoli lembi forestali relitti, anche il Bosco di Olmè si può ricondurre all'associazione vegetazionale climacica della pianura veneta, cioè il querceto ad asparago selvatico o *Asparago tenuifolii-Quercetum roboris (=Querceto-Carpinetum boreoitalicum)*. In realtà, anche in questo caso lo sfruttamento plurisecolare e soprattutto le intense, eccessive utilizzazioni avvenute durante le due guerre mondiali hanno profondamente alterato l'assetto strutturale e la stessa composizione floristica del biotopo; l'abbassamento della falda dovuto alle bonifiche, la riduzione della superficie boscata, l'introduzione di specie esotiche, l'uso di sostanze chimiche nei terreni limitrofi hanno poi completato l'opera. Nonostante tutto, grazie alla posizione e ad una superficie comunque non indifferente, il bosco ha potuto ricostituirsi e conservare una certa integrità e complessità ecosistemica che lo rendono oggi il più importante esempio di querco-carpineto planiziale veneto. Esso è di fatto il biotopo forestale planiziale che meglio rappresenta la sintesi di tutte le migrazioni ed evoluzioni floristiche avvenute nella pianura veneta nel corso dell'ultimo post-glaciale (Zanetti, 1985) (Tabella 5.6).
Dopo una presenza dominante della farnia testimoniata da vari documenti durante il governo veneziano, lo sfruttamento antropico subito durante le due guerre mondiali ed il successivo abbandono ne hanno determinato un notevole arretramento tanto che nel 1980 la farnia rappresentava solo il 23% degli individui mentre il carpino bianco era ridotto addirittura al 3%; il tutto a favore dell'acero campestre (28%), dell'olmo campestre (22%) e dell'orniello (19%). Tra la fine degli anni '70 e gli anni '80 nel bosco sono stati eseguiti diversi interventi volti a favorire la diffusione della quercia e a disetaneizzare il popolamento. Se da un lato questi interventi hanno permesso di dare maggior ordine alla struttura del bosco, che però assomiglia ancora ad un ceduo sotto fustaia, dall'altro la farnia continua a manifestare problemi di ordine fitosanitario (deperimento della chioma) e di rinnovazione.

Tab. 5.6 – Elenco floristico semplificato[1] del bosco di Olmè (Zanetti, 1985; p.115 ss., modif.)

Specie	frequente	poco frequente	localizzato	raro	***Note***
Strato arboreo:					
Quercus robur	*				
Fraxinus oxycarpa	*				
Fraxinus ornus	*				
Ulmus minor	*				
Acer campestre	*				
Carpinus betulus		*			
Salix alba			*		Lungo il fossato periferico
Populus alba			*	*	
Robinia pseudacacia		*	*		Ai margini del bosco
Juglans nigra			*		Lungo i vialetti interni
Morus alba				*	Nella macchia periferica
Populus canadensis			*	*	Nella macchia periferica dell'angolo sud
Strato cespuglioso ed arbustivo:					
Ligustrum vulgare	*				
Prunus spinosa	*				
Sambucus nigra	*				
Euonymus europaeus	*				
Viburnum opulus	*				
Viburnum lantana		*			
Cornus mas		*			
Lonicera xylosteum				*	
Lonicera caprifolium	*				
Hedera helix	*				
Clematis viticella	*				
Clematis flammula	*				
Humulus lupulus	*				
Rubus caesius	*				
Staphylea pinnata		*			
Rosa canina	*				
Salix caprea		*			
Corylus avellana	*				
Crataegus monogyna	*				
Ruscus aculeatus	*				
Strato erbaceo:					
Anemone nemorosa	*				
Arum italicum	*				
Polygonatum multiflorum	*				
Veratrum album			*		
Lilium martagon			*	*	
Paris quadrifolia			*	*	
Iris pseudacorus	*				
Iris graminea		*			
Colchicum autumnale	*				
Leucojum vernum	*				
Primula acaulis	*				
Pulmonaria officinalis	*				
Lamium maculatum	*				

[1] I rilievi floristici, effettuati dal 1966 in poi da studiosi dell'Università di Padova, hanno portato all'identificazione di circa duecento specie di piante superiori. (Zanetti, 1985)

Lamium album		*			
Salvia glutinosa		*			
Salvia pratensis	*				
Ornithogalum pyrenaicum	*				
Galium odoratum	*				
Galium verum	*				
Vinca minor	*				
Viola odorata	*				
Viola hirta	*				
Veronica chamaedrys	*				
Anacamptis pyramidalis			*	*	
Listera ovata	*				
Platanthera bifolia			*		
Urtica dioica	*				
Symphytum officinale	*				

5.1.4 Montegalda

Il paese di Montegalda (in provincia di Vicenza) si trova in prossimità del fiume Bacchiglione ed il territorio comunale è caratterizzato dalla presenza di alcune piccole colline che si ergono dalla piatta pianura coperte da boschi relitti, vigneti e grandi parchi storici di antiche residenze nobiliari.

Il boschetto del Monte Lungo presenta l'altitudine massima a 63 m s.l.m. e la minima a 27 m s.l.m. coprendo una superficie di circa 2.7 ha. Il substrato geologico è magmatico effusivo (basalti e lipariti) (AA.VV., 1947).

Le precipitazioni medie annue sono comprese tra 900 e 1000 mm.

Il bosco è situato interamente nel comune di Montegalda. Secondo Del Favero *et al*. (2001a), nonostante la relativa vicinanza ai Colli Euganei e ai Monti Berici, l'area si colloca ancora all'interno della regione forestale planiziale; dal punto di vista climatico e della vegetazione potenziale, quindi, il bosco del Monte Lungo non è sostanzialmente dissimile dagli altri già descritti anche se l'elenco delle specie rilevate all'interno della formazione:

Acer campestre
Arabidopsis thaliana
Arum maculatum
Bromus sterilis
Celtis australis
Cornus mas
Crataegus monogyna
Dactylis glomerata
Euonymus latifolius
Melica nutans
Mercurialis perennis
Ostrya carpinifolia
Prunus spinosa
Quercus petraea
Quercus pubescens
Robinia pseudoacacia
Rosa canina
Rubus caesius

Euphorbia dulcis
Fraxinus ornus
Geum urbanum
Glechoma hederacea
Hedera helix
Hepatica nobilis
Lamium amplexicaule
Ligustrum vulgare
Ruscus aculeatus
Sambucus nigra
Silene vulgaris
Tamus communis
Urtica dioica
Vincetoxicum officinale
Viola alba

consente di inquadrare la vegetazione non più nel querco-carpineto planiziale, quanto piuttosto nell'ostrio-querceto tipico, soprattutto per la presenza di roverella, carpino nero e orniello. Le specie nemorali individuate (*Hepatica nobilis*, *Melica nutans*, *Euonymus latifolius*, *Ruscus aculeatus* ed *Euphorbia dulcis*) sono potenzialmente presenti anche nelle aree planiziali, tuttavia, nel complesso il corredo floristico mostra una connotazione maggiormente xerofila rispetto a quelli tipici dei boschi di pianura.
Non si dispone di notizie storiche specifiche riguardanti il boschetto del Monte Lungo, anche se si può supporre che, come altri analoghi boschi diffusi nei Monti Berici, l'espansione e le caratteristiche vegetazionali originarie siano state notevolmente modificate dallo sfruttamento antropico e dalla diffusione della robinia.

5.2 Campionamento

5.2.1 Selezione delle siepi

Nella selezione delle siepi non si è potuto seguire il metodo di Corbit *et al.* (cit.), che prevedeva un campionamento stratificato in base ai suoli e alla topografia, per due motivi: la relativa omogeneità sia dei suoli, di natura alluvionale, sia della topografia, quasi sempre pianeggiante, e l'esiguità della popolazione oggetto di studio. La ricerca delle ventidue siepi circostanti le macchie relitte ha richiesto di esplorare un'area di 80 x 40 km.
Le siepi rilevate, rappresentate nel sistema geografico Gauss-Boaga orientato a Monte Mario (fuso ovest), sono state univocamente identificate con un codice composto da un numero progressivo seguito da una lettera (E: transetto esterno, I: transetto interno, Is: transetto isolato) e da una sigla (Mo: Montegalda, Ca: Carpenedo, Ce: Cessalto, Bo: Bolzonella).
Per classificare le siepi come relitte o rigenerate, come attaccate o isolate, è stata eseguita una ricerca bibliografica ed un'analisi dell'evoluzione del paesaggio facendo riferimento anche a mappe storiche, alle tavole IGM Istituto Geografico Militare di fine '800 e del '900, alle foto

aeree dell'IGM (volo GAI) del 1954-55[1], consultate presso l'Ufficio Cartografico della Regione Veneto, e alle foto aeree del 1955 e del 1973 conservate presso il Dipartimento di Geografia dell'Università di Padova[2]; infine, sono state molto importanti anche le osservazioni di campagna.

Le siepi considerate "relitte" presentavano individui arborei con chiome ben sviluppate sia nelle foto aeree degli anni '50 che al momento del campionamento; se si escludono alcune siepi che hanno avuto origine con i dissodamenti avvenuti nei primi decenni del '900 (come a Carpenedo), le altre erano riportate già nelle tavole IGM di fine '800. Sono state classificate come siepi "attaccate" quelle la cui estremità più prossima alla macchia boschiva non distava più di 35 m dalla stessa sia nelle foto storiche che al momento dei rilievi: complessivamente sono state rilevate 12 siepi relitte attaccate. Quando invece la distanza superava i 100 m, le siepi erano considerate "isolate", come nei 6 casi rilevati.

Le siepi considerate "rigenerate" non erano presenti nelle foto storiche e quindi avevano un'età inferiore ai 50 anni. Nei seguenti casi è stato però adottato un criterio di campo, ove fosse evidente che tra il '55 e il 2003 le siepi erano state asportate o fortemente danneggiate e successivamente erano state ricostituite artificialmente o si erano riformate spontaneamente:

i. 1_E_Mo: costituita da arbusti dei *Prunetalia* e quindi di recente formazione, fra due prati permanenti.
ii. 2_E_Ce: costituita prevalentemente da *Salix alba* di impianto.
iii. 2_E_Mo: costituita prevalentemente da *Syringa vulgaris* ornamentale e robinia.

Come nello studio compiuto negli Stati Uniti (*ibid.*), le siepi rigenerate sono risultate poco comuni, sicuramente più rare di quelle relitte; sono state comunque campionate 4 siepi rigenerate collegate. D'altra parte, contrariamente allo stesso studio, il numero di siepi rigenerate isolate non era trascurabile (specialmente a seguito dell'applicazione dei regolamenti comunitari), ma per garantire la possibilità di confrontare i risultati con quelli di Corbit *et al.* (*ibid.*) queste non sono state incluse nell'analisi.

Tutte le siepi isolate si trovavano entro 1,3 km dai boschi relitti più vicini.

5.2.2 Metodo di rilevamento e trattamento dei dati

Le modalità di campionamento (Figura 5.14) ripropongono il disegno adottato da Corbit *et al.* (1999); ciò ha permesso di confrontare in modo rigoroso i risultati ottenuti con quelli dello studio condotto negli stati Uniti.

[1] Sono le più antiche foto aeree dell'intero territorio regionale.
[2] Si tratta di foto aeree che riguardano il medio corso del fiume Brenta e le aree contermini.

Tra i mesi di Aprile e Luglio del 2003-04 è stata rilevata la presenza e la frequenza di tutte le specie erbacee e legnose nelle siepi selezionate. Queste sono state campionate nella parte centrale lungo un transetto di 2 x 90 m composto da 18 subaree contigue di 2 x 5 m. Nelle siepi collegate i rilievi sono stati effettuati partendo dall'estremità più prossima al bosco; nelle siepi isolate invece, il transetto è stato collocato in modo casuale.
In ogni subarea è stata registrata la presenza e stimata a vista la copertura percentuale di tutte le specie fanerogame e pteridofite presenti. La larghezza di ogni siepe è stata misurata quattro volte lungo il transetto ad intervalli di 30 m perpendicolarmente all'asse centrale; i valori registrati sono stati poi mediati per le successive analisi di varianza.

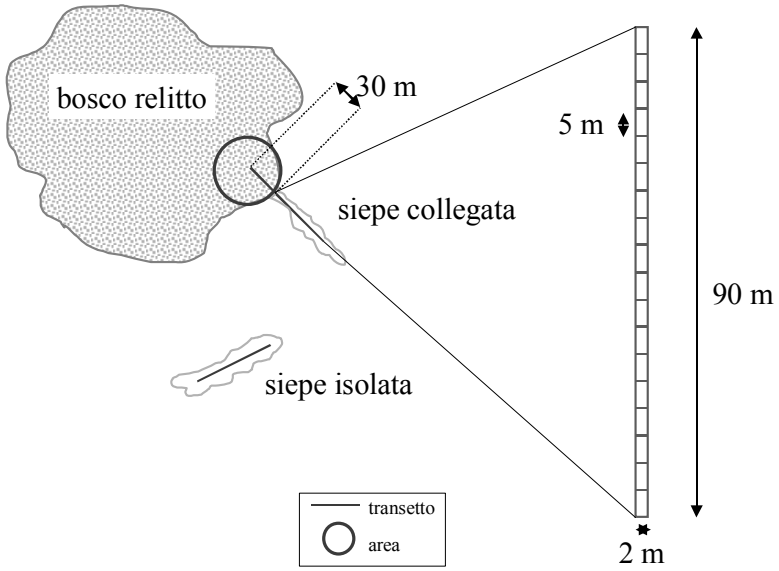


Fig. 5.14 – Schema del disegno di campionamento seguito nell'indagine. (Sitzia, 2004b; p.56, modif.)

I boschi adiacenti alle siepi, ritenuti la probabile fonte di specie colonizzatrici, sono stati campionati rilevando:

a. presenza e copertura percentuale dei diversi taxa in 6 subaree contigue di 2 x 5 m poste lungo un transetto diretto verso l'interno della macchia a partire dall'estremità della siepe collegata o dal punto più vicino a questa se tra il bosco e la siepe esisteva un terzo elemento, come una strada o un fosso;
b. presenza/assenza di tutte le specie vegetali (fanerogame e pteridofite) all'interno di un'area di 900 m^2 avente come raggio il predetto transetto.

Era importante conoscere quali specie fossero presenti sia nelle siepi che nel vicino bosco e quali invece ricorressero solo in uno dei due elementi spaziali. Nelle macchie è stata utilizzata un'area di campionamento più ampia sia per la tipica diffusione a macchia delle specie nemorali, sia perché esse potevano essere giunte alla siepe da una vasta area prossima alla giunzione della siepe con il bosco.

Sono state campionate 22 siepi e 8 aree di presenza/assenza. La differenza nella numerosità risiede nel fatto che le quattro siepi isolate sono state accoppiate con la più vicina siepe relitta collegata e il relativo rilievo di presenza/assenza. Inoltre, è capitato che più di una siepe collegata fosse associata allo stesso rilievo di presenza/assenza, ove questa non fosse collegata a boschi relitti diversi.

L'unico strumento utilizzato per effettuare i rilievi è stata la cordella metrica, necessaria per le lunghezze ed altre misure lineari. I dati raccolti sono stati registrati in apposite schede cartacee la cui compilazione ha richiesto tempi variabili fortemente dipendenti dalla complessità strutturale e dalla ricchezza floristica delle singole siepi.

In un secondo momento i dati sono stati riportati in fogli di lavoro preimpostati in Excel-Visual Basic successivamente copiati nel software "Statistica" (StatSoft) dove, dopo aver selezionato le specie nemorali, sono state effettuate tutte le elaborazioni statistiche.

I boschi e le siepi in cui è stata censita la flora nemorale sono stati georeferenziati con strumenti GIS e per le siepi sono state registrate le coordinate geografiche degli estremi.

5.2.3 Selezione delle specie nemorali e individuazione delle modalità di dispersione

In fase di rilevazione sono state considerate tutte le specie pteridofite e fanerogame presenti nelle siepi. La scelta delle specie da considerare nemorali è stata quindi effettuata in un secondo momento, basandosi in primo luogo sul valore dell'indicatore per la luce di Ellenberg *et al.* (1991; p.77 ss.), che quantifica la frequenza in relazione all'intensità dell'irradianza relativa (i.r.) nel momento in cui le piante decidue sono nel massimo del vigore vegetativo (ivi; p. 249):

1 piante in piena ombra, anche < 1%, raramente più del 30% di i.r.;
2 tra 1 e 3;
3 piante d'ombra, il più delle volte meno del 5% di i.r., ma anche in ambienti più luminosi;
4 tra 3 e 5;
5 piante di penombra, raramente in piena luce, ma generalmente con più del 10% di i.r.;
6 tra 5 e 7;
7 piante generalmente in ambienti con buona luce, ma che possono trovarsi anche in penombra;
8 piante eliofile, che si trovano raramente con valori di i.r. inferiori al 40%;
9 piante di piena luce, che si trovano il più delle volte in piena luce, raramente in presenza di valori di i.r. inferiori al 50%;
x indifferente;
? comportamento sconosciuto.

Sono state considerate nemorali le specie che avevano un valore inferiore a 5. Così facendo, dall'intero numero di specie rilevate (oltre 220), ne sono state estratte 25:

Allium ursinum
Arum maculatum
Asarum europaeum
Brachypodium sylvaticum
Campanula trachelium
Carex remota
Carex sylvatica
Carex umbrosa
Cephalanthera damasonium
Circaea lutetiana
Euonymus latifolia
Euphorbia dulcis
Geum urbanum
Hepatica nobilis
Lysimachia nummularia
Melica nutans
Mercurialis perennis
Polygonatum multiflorum
Pulmonaria officinalis
Ranunculus ficaria
Ranunculus lanuginosus
Scrophularia nodosa
Symphytum tuberosum
Vinca minor
Viola reichenbachiana

Dato che il numero sembrava esiguo e che si volevano includere alcune specie, assenti da questo elenco, ma note per essere legate ad ambienti forestali, sono state adottate anche le 5 classi di Rameau *et al.* (1989):

1 *specie d'ombra;*
2 *specie d'ombra o di penombra;*
3 *specie di penombra;*
4 *specie eliofila o di penombra;*
5 *specie eliofila.*

Sono state considerate forestali le specie che rientravano nella classi 1, 2 o 3. In questo modo alla lista precedente si sono aggiunte:

Aegopodyum podagraria
Alliaria petiolata
Anemone nemorosa
Bryonia dioica
Cardamine amara
Carex pendula
Chelidonium majus
Galium palustre
Melampyrum pratense
Primula vulgaris
Ruscus aculeatus
Silene dioica
Thelypteris palustris

A queste è stata aggiunta *Asparagus tenuifolius* perché legato a boschi termofili secondo Pignatti (1997, III; p. 399) e perché considerato specie differenziale della subassociazione a

Vinca minor del *Querco-Carpinetum boreoitalicum* detta anche *Asparago tenuifolii-Quercetum roboris* (Lausi in Pignatti, 1998, p. 282 ss.) cui possono essere riferiti i boschi trattati (Sburlino *et al.*, 1996), arrivando così a 38 specie (37 erbacee ed una arbustiva). Sembra onesto ricordare che nel lavoro di Corbit *et al.* (cit.) sono state contate ben 141 «*potential forest taxa*»; la connotazione di specie forestale però, sembra valida solamente a livello locale:

'Forest herbs' were perennial, herbaceous, vascular plants that are characteristics of the shady interiors of mesophytic forests in central New York.

La frase lascia intuire che la classificazione delle specie come nemorali sia valida solo localmente.

Anemone e *Lamium* sembrano colonizzare foreste recenti attraverso l'insediamento di individui isolati ovvero con legge logaritmica negativa (Matlack, 1994), mentre *Polygonatum* e *Convallaria* espandendo progressivamente, ma senza soluzione di continuità, le popolazioni, cioè con legge esponenziale negativa (Matlack, *ibid.*). Le due funzioni sono state applicate nel presente lavoro per lo studio delle dinamiche spaziali nelle coperture delle specie nemorali al crescere della distanza dal bosco adiacente.

Le modalità di dispersione sono state individuate sulla base di Pignatti (1987), Rameau *et al.* (1989), Strasburger (1995), Hermy *et al.* (1999) e Chung *et al.* (2004).

5.3 Analisi dei dati

Per ogni siepe, la ricchezza di specie nemorali è stata determinata a partire dal numero totale di taxa rilevati nel transetto di 90 x 2 m; la frequenza delle specie nemorali è stata invece calcolata come media dei valori assunti in ogni subarea derivanti, a loro volta, dalla somma delle percentuali dei valori di copertura di ciascuna specie. La similarità di composizione tra ciascuna siepe e il relativo bosco adiacente è stata quantificata attraverso il coefficiente di comunità (in Legendre & Legendre, 1998, p. 256), comunemente noto come Indice di Jaccard[1]. La similarità delle siepi isolate è stata calcolata accoppiandole al bosco più vicino.

[1] L'Indice di Jaccard è un coefficiente binario di similarità: esso fornisce cioè una misura del grado di associazione fra due osservazioni (es. due campioni). Tale coefficiente varia da 0 ad 1: questi valori limite corrispondono, rispettivamente, al caso di osservazioni del tutto disgiunte, prive di elementi comuni, ed al caso di osservazioni identiche fra loro.
Il coefficiente di Jaccard è un coefficiente asimmetrico il cui uso è cioè da preferirsi quando si ha a che fare con liste di specie derivate da osservazioni di campo in cui la rappresentatività del campione non è del tutto certa: lo zero (es. una certa specie non è stata rinvenuta in un certo campione-osservazione) è inteso come mancanza di informazione piuttosto che come assenza certa o come valore nullo di un descrittore. Tale coefficiente consente di evitare di definire una elevata similarità sulla base di informazioni non certe.

Le differenze nella ricchezza di specie nemorali, frequenza e similarità di composizione con i boschi sono state verificate attraverso l'ANOVA (analisi della varianza) a un criterio di classificazione e attraverso il test t di Student. I valori di abbondanza non sono stati trasformati perché assumevano generalmente valori inferiori al 10%. Pur ammettendo la distribuzione non normale, il test ANOVA è stato preferito in quanto utilizzato da Corbit *et al.* (*ibid.*); peraltro l'uso dell'ANOVA con dati distribuiti non normalmente può essere una scelta migliore all'adozione di test non parametrici che sono meno sensibili (Green in Waite, 2000, p. 335). I tre gruppi (siepi relitte collegate, siepi relitte isolate e siepi rigenerate collegate) possedevano varianze omogenee secondo i risultati del test di Brown-Forsythe ($p > 0.4$) per tutte le variabili analizzate (ricchezza, copertura e similarità), ma la ricchezza e la copertura non presentavano una distribuzione normale (test W di Shapiro-Wilk, $p < 0.05$). Per questo motivo i dati di ricchezza e copertura sono stati trasformati con la formula:

$$y_i^{'} = \arcsin\sqrt{y_i} \qquad (1)$$

Per verificare l'esistenza di *trend* al variare della distanza dai boschi, i dati sono stati raggruppati di 30 m in 30 m rappresentati da segmenti dei transetti o in segmenti di 15 m. Sono state quindi verificate le variazioni della ricchezza, dell'abbondanza e della similarità al variare della distanza dal bosco utilizzando i valori che queste assumevano nei punti mediani dei segmenti di 30 m (15, 45 e 75 m), con le singole siepi trattate come blocchi all'interno dei tipi di siepe. In questo caso, anche trasformando i dati, non è stato possibile normalizzare la distribuzione delle frequenze, sicché si è preferito, nei casi dubbi di significatività, adottare il test ANOVA per ranghi di Kruskal-Wallis.

Sono state infine cercate le relazioni tra la larghezza media delle siepi e la loro ricchezza, abbondanza e similarità. Il confronto è stato eseguito con l'ANOVA considerando l'intera siepe; le larghezze sono state raggruppate in tre classi: nella prima classe sono stati inclusi tutti i valori inferiori al quartile inferiore della distribuzione, nella seconda quelli compresi tra l'inferiore e il superiore, nella terza tutti quelli superiori al quartile superiore.

L'Indice di Jaccard si esprime come segue:

$$S_{ij} = \frac{a}{a+b+c}$$

i e j rappresentano le due osservazioni (es. due campioni);
a indica il numero di elementi in comune fra due osservazioni;
b e c il numero di elementi non nulli (presenti) esclusivamente nell'una e nell'altra.

6. RISULTATI E DISCUSSIONE

6.1 Frequenza delle specie nemorali

Delle 20 specie presenti in almeno il 14% dei boschi, 18 erano presenti anche nelle siepi (Figura 6.1) e 11 erano presenti in almeno il 13% delle siepi.

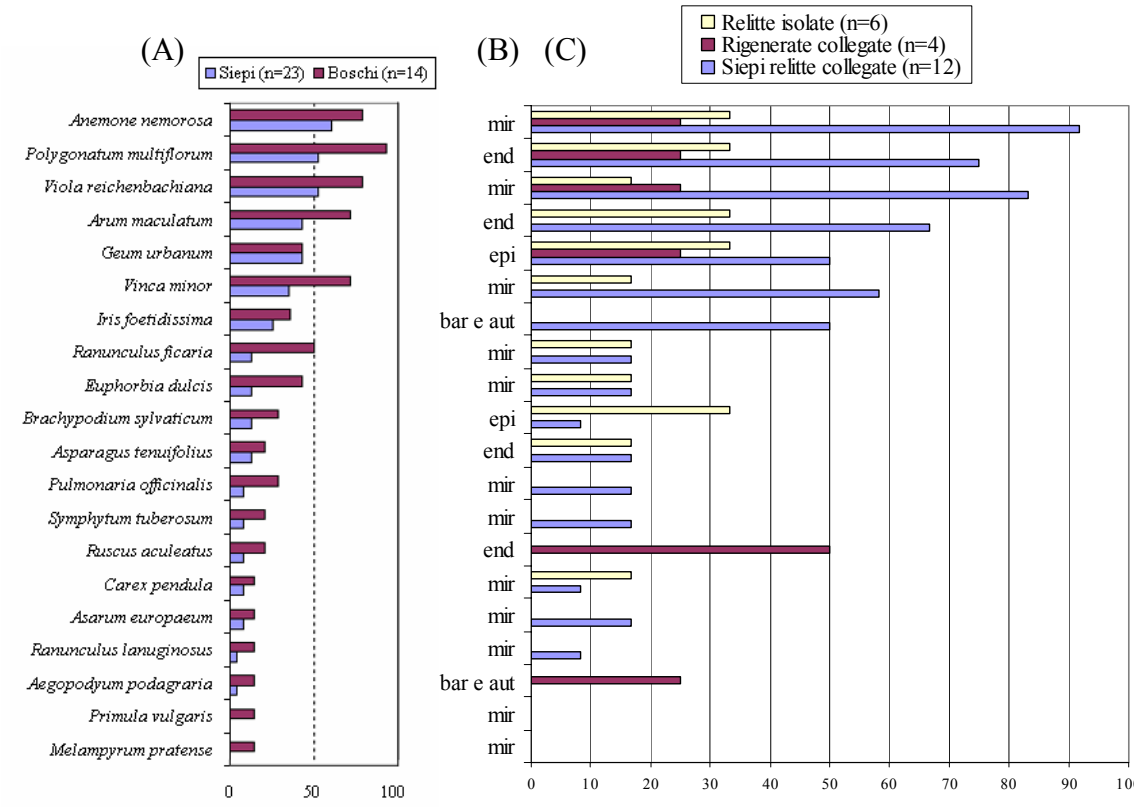


Fig. 6.1 – Frequenze delle specie erbacee presenti in almeno il 14% dei rilevamenti all'interno dei boschi relitti. A: frequenza totale nelle siepi raggruppate e nei boschi, B: modalità di dispersione delle diaspore, C: frequenze nei tre tipi di siepe.

Quattro specie, comprendenti due mirmecocore e due zoocore (*Anemone nemorosa*, *Viola reichenbachiana, Polygonatum multiflorum* e *Geum urbanum*) erano presenti in tutti e tre i tipi di siepe, con frequenze superiori al 15% in ciascuno. *Vinca minor*, *Iris foetidissima* e *Ruscus aculeatus* erano presenti in almeno il 50% delle siepi appartenenti ad un tipo. Nessuna specie, a parte *Geum urbanum*, raggiungeva nelle siepi la stessa frequenza che manifestava nei boschi (Figura 6.1).

Solo *Primula vulgaris* e *Melampyrum pratense*, mirmecocore, non erano presenti nelle siepi, pur raggiungendo basse frequenze anche nei boschi (14%); *Ranunculus lanuginosus* ed *Aegopodium podagraria*, entrambe mirmecocore, erano rare nelle siepi (< 5%). Anche *Asarum europaeum*, *Ruscus aculeatus*, *Symphytum tuberosum*, *Carex pendula* e *Pulmonaria officinalis* non raggiungevano il 10% di frequenza, mentre in alcuni casi superavano il 20% nei boschi: a parte *Ruscus aculeatus*, endozoocora, si tratta di specie mirmecocore.

Delle altre specie raramente presenti nei boschi, cinque erano presenti solo nei boschi (*Circaea lutetiana*, *Hepatica nobilis*, *Primula vulgaris*, *Thelypteris palustris*, *Allium ursinum*). Sette specie (*Campanula trachelium*, *Carex sylvatica*, *Chelidonium majus*, *Galium palustre*, *Carex umbrosa, Cephalantera damasonium* e *Silene dioica*) erano invece presenti solo nelle siepi relitte.

Complessivamente, sono state rinvenute specie nemorali in tutte le tipologie di siepe; almeno otto specie erano presenti in ciascuna categoria. Le specie più frequenti nelle siepi erano *Anemone*, *Viola*, *Arum*, *Polygonatum* e *Geum*; le prime due sono a dispersione mirmecocora, le altre a dispersione zoocora. Sette specie erano presenti solo nei boschi; di queste, cinque (*Allium ursinum*, *Circaea lutetiana*, *Hepatica nobilis*, *Melica nutans* e *Thelypteris palustris*) erano presenti solo in un campione di bosco, mentre *Melampyrum pratense* e *Primula vulgaris* erano presenti in due soli campioni. Non si può quindi sostenere che l'assenza di queste specie dalle siepi dipenda dalla scarsa capacità di colonizzazione o di insediamento; essa può essere attribuita piuttosto alla generale rarefazione delle popolazioni, confermata peraltro dal fatto che quattro (*Allium*, *Hepatica*, *Thelypteris* e *Primula*) delle sette specie sono indicate come notevoli e presenti in stazioni puntiformi o rare della pianura veneta orientale (Zanetti, 1997).

Infine, l'alta proporzione di specie esclusive delle siepi permette di confermare l'alto valore naturalistico delle siepi che può talora superare quello dei boschi adiacenti, come nel caso della siepe che conteneva individui di *Cephalantera damasonium* non segnalata nell'adiacente bosco di Carpenedo (Caniglia, 1981; Zanetti, 1997). Negli altri casi, tuttavia, bisogna rilevare che l'area di indagine all'interno del bosco copriva una superficie di 900 m^2 nei pressi del margine e poteva quindi essere troppo piccola per consentire una descrizione completa del corredo floristico e troppo disturbata dagli effetti di margine. Un'attenta analisi delle ricerche floristiche storiche potrebbe confermare la presenza delle entità esclusive delle siepi anche nel bosco.

Come evidenziato anche da Sitzia (*ibid.*), questi risultati sono piuttosto sorprendenti.

L'area analizzata da Corbit *et al.* (cit.) era molto meno compromessa, dal punto di vista ambientale, rispetto alla pianura veneta, data la presenza di vaste foreste primarie (50% di copertura forestale), complessi sistemi di siepi relitte o rigeneratesi spontaneamente negli ultimi decenni ma ormai mature e poco utilizzate dall'uomo; la maggior parte dei terreni agricoli, dissodati non più di 200 anni fa, erano inoltre già stati abbandonati. Tutti questi fattori, unitamente al fatto che la distanza dai boschi delle siepi collegate non superava mai i

90 m mentre le siepi isolate non distavano mai più di 500 m, hanno permesso ai ricercatori americani di rilevare una relativa ricchezza di specie nemorali.

Nonostante la grave situazione di compromissione ambientale dell'area oggetto di indagine, già descritta nei capitoli precedenti, il presente studio ha permesso di ottenere risultati avvicinabili a quelli di Corbit *et al.* (cit.) rivelando come anche in paesaggi fortemente impoveriti come quelli della pianura veneta possano persistere relitti di popolazioni di specie nemorali. Di fatto, la ricchezza complessiva di specie forestali, pur risultando inferiore a quella rilevata nello studio americano, non appare comunque trascurabile, come non lo è la presenza di elementi notevoli (come, ad esempio, l'orchidea *Cephalantera damasonium*) talvolta confinati alle siepi, anche se relitte, e assenti dai boschi adiacenti.

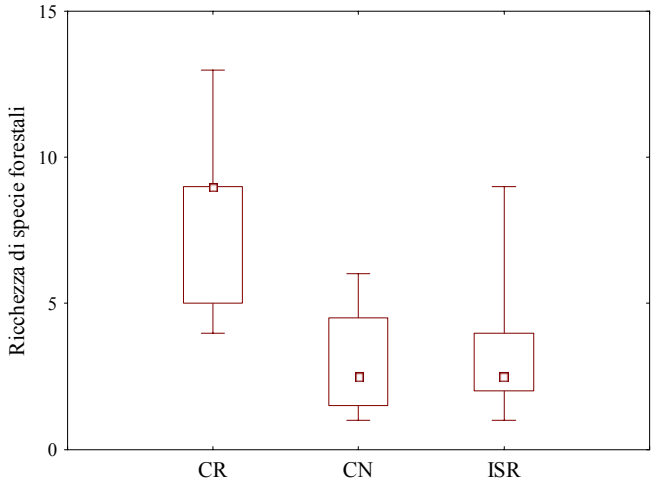
6.2 Tipo di siepe

L'origine delle siepi e la loro adiacenza a boschi relitti dovrebbero avere forti effetti sulla composizione e sull'abbondanza di specie nemorali. Gli effetti sono stati valutati confrontando le siepi relitte con quelle rigenerate e quelle adiacenti (o collegate) con quelle isolate. Complessivamente, nelle siepi collegate relitte erano presenti 28 specie nemorali, in quelle collegate rigenerate 11, in quelle isolate relitte 14. A differenza di quanto riportato da Corbit *et al.* (cit.) non è stata rilevata sovrapposizione notevole tra le specie: le siepi relitte (isolate o collegate) avevano 13 specie in comune, mentre le siepi collegate (relitte o rigenerate) ne avevano 7. Si può però affermare che la quasi totalità di specie presenti nelle siepi relitte isolate (a parte *Alliaria petiolata*) era presente anche in quelle relitte collegate, mentre le siepi collegate rigenerate avevano 4 specie esclusive rispetto a quelle relitte collegate. La maggior parte delle siepi (Figura 6.2a) presentava dalle 3 alle 8 specie nemorali nell'area di 180 m^2 campionata.

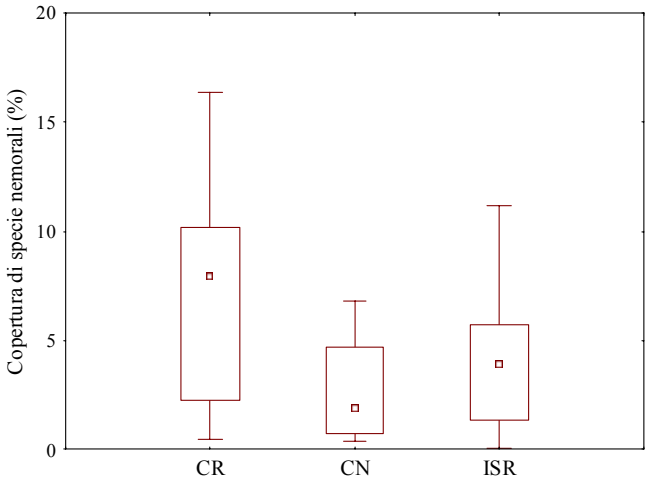
Complessivamente i tre tipi di siepe presentano differenze significative nella ricchezza di specie nemorali (ANOVA, $F_{2,19}$= 8.71, P = 0.0021), con medie variabili da 3 a 6.9 (Tabella 6.1 e Figura 6.2a). Le siepi rigenerate collegate e quelle relitte isolate non presentano valori significativamente diversi di ricchezza di specie (t = -1.17, P = 0.27, g.l. = 8, Figura 6.2a).

La copertura media di specie nemorali, in tutte le siepi, era mediamente pari a poco più del 5% (5.3%) e non differiva in modo significativo tra i tre vari tipi di siepe (ANOVA, $F_{2,19}$ = 1.52, P = 0.24, Figura 6.2b).

a)



b)



c)

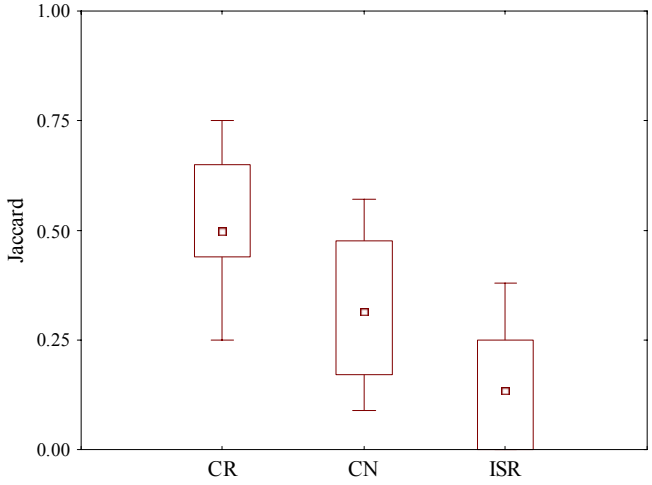


Fig. 6.2 – Confronti tra i tipi di siepe nella flora nemorale, per 4 collegate rigenerate (CN), 12 collegate relitte (CR) e 6 isolate relitte (ISR). Barre orizzontali: minimo e massimo, box: quartili, quadrato: mediana.

Tab. 6.1 – Valori medi della copertura e della ricchezza di specie nemorali e dell'indice di similarità della composizione con i boschi adiacenti o vicini.

Siepi	Copertura (%)	Ricchezza (n)	Jaccard
Relitte collegate	6.6	6.9	0.52
Relitte isolate	5.2	4.0	0.15
Rigenerate collegate	1.0	3.0	0.32

A differenza della copertura di specie, la similarità di composizione con i boschi vicini era complessivamente significativamente diversa tra i tipi di siepe (ANOVA, $F_{2,19} = 11.4$, $P = 0.0005$, Figura 6.2c), ma le differenze non erano significative tra relitte isolate e collegate rigenerate ($t = -1.55$, $P = 0.16$, g.l. = 8), anche se il campione di collegate rigenerate è piccolo. Le siepi relitte collegate presentavano invece valori significativamente più alti rispetto sia alle rigenerate collegate ($t = -2.15$, $P < 0.05$, g.l. = 14) sia alle relitte isolate ($t = -4.98$, $P < 0.001$, g.l. = 16, Figura 6.2c).

A sostegno della tesi della colonizzazione di specie nemorali dai boschi relitti alle siepi rigenerate si può portare che l'indice di Jaccard assume valori più alti nelle siepi rigenerate collegate rispetto a quelle relitte isolate.

Le modalità di dispersione sono rappresentate in modo discretamente diverso tra i diversi tipi di siepe e confrontando le siepi con i boschi (Tabella 6.2). Le mirmecocore risultano ugualmente rappresentate nei diversi gruppi e, in genere, costituiscono circa il 50% dei *taxa*. Le zoocore rappresentano invece una quota preponderante nelle siepi isolate, ove le barocore, autocore e anemocore sono scarsamente presenti. Da notare l'assenza di epizoocore nelle siepi rigenerate collegate.

Tab. 6.2 – Frequenza delle specie nemorali secondo la modalità di dispersione. Le percentuali rappresentano il numero di specie di una categoria di dispersione rispetto al numero totale di specie in quel tipo di siepe o di bosco. Le modalità a più breve distanza di dispersione sono verso la base della tabella. Fra parentesi è riportato il numero totale di siti campionati.

	Siepi relitte collegate (14)	Boschi adiacenti (12)	Siepi rigenerate collegate (4)	Boschi adiacenti (3)	Siepi relitte isolate (6)	Boschi vicini (6)
Numero totale di specie	28	24	8	14	14	20
Endozoocore (%)	14	17	38	21	29	20
Epizoocore (%)	11	17	0	14	21	15
Anemocore (%)	7	8	13	7	0	10
Mirmecocore (%)	46	42	50	50	43	45
Autocore o barocore (%)	18	13	0	7	7	10
Idrocore (%)	4	4	0	0	0	0

Le differenze fra i tre tipi di siepe nella proporzione delle quattro categorie di dispersione, escludendo l'unica specie idrocora (*Carex remota*), non sono statisticamente significative adottando il raggruppamento della Tabella 6.2 ($\chi^2 = 7.39$, $P > 0.4$, g.l. = 8), ove però sono

presenti alcuni valori attesi inferiori a 1. Raggruppando le specie anemocore, mirmecocore e autocore in specie a breve distanza di dispersione e le altre in specie a lunga distanza di dispersione, non c'è ancora significatività ($\chi^2 = 2.39$, $P > 0.2$, g.l. = 2).

Complessivamente, i dati ottenuti confermano alcune ipotesi di partenza:

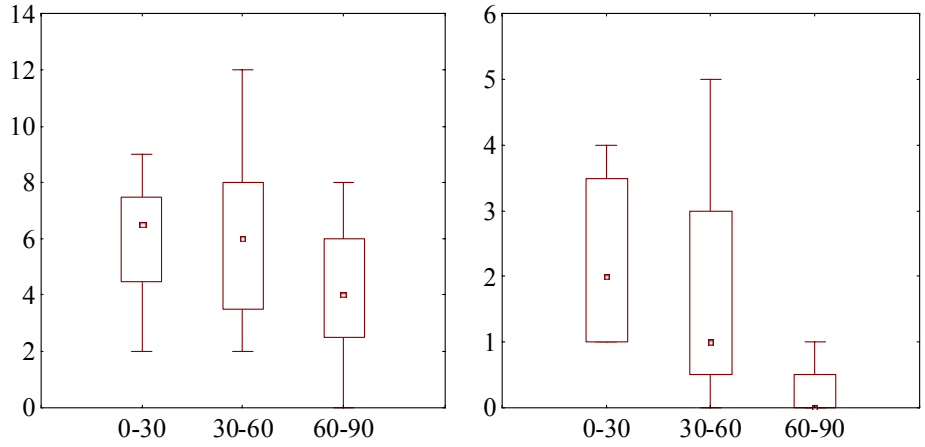
- le siepi relitte (sede di popolazioni relitte e di colonizzatori) contengono più specie nemorali rispetto a quelle rigenerate (primariamente colonizzatori);
- le siepi relitte isolate presentano meno specie nemorali rispetto a quelle collegate;
- le siepi relitte isolate sono meno legate ai boschi vicini rispetto a quelle collegate.

La capacità di un habitat di consentire la sopravvivenza di una popolazione nel lungo periodo è un importante aspetto della funzionalità di un corridoio (Corbit *et al*., cit.): a tal proposito si evidenzia la ricchezza e la copertura di piante nemorali nelle siepi relitte isolate dove i valori non risultano molto elevati ma comunque interessanti. In realtà, il presente studio non permette di definire il peso delle popolazioni relitte e dei colonizzatori sulla ricchezza complessiva di specie nemorali e sulla loro copertura nelle siepi isolate, così come negli altri tipi di siepe; tuttavia, ulteriori elaborazioni statistiche (test di permutazione completa) eseguite da Sitzia (2004b) evidenziano come l'associazione tra siepi isolate e boschi vicini sia assolutamente casuale: ciò significa che, per alcune o per molte specie nemorali presenti, si può parlare di popolazioni relitte geneticamente isolate. D'altra parte, il fatto che le siepi isolate abbiano un numero minore di specie rispetto a quelle relitte collegate conferma il progressivo rarefarsi delle popolazioni di specie nemorali ivi presenti, specialmente di quelle a breve distanza di dispersione (e quindi con minore capacità di colonizzazione dall'esterno) che sono proporzionalmente meno rappresentate di quelle a lunga distanza di dispersione.

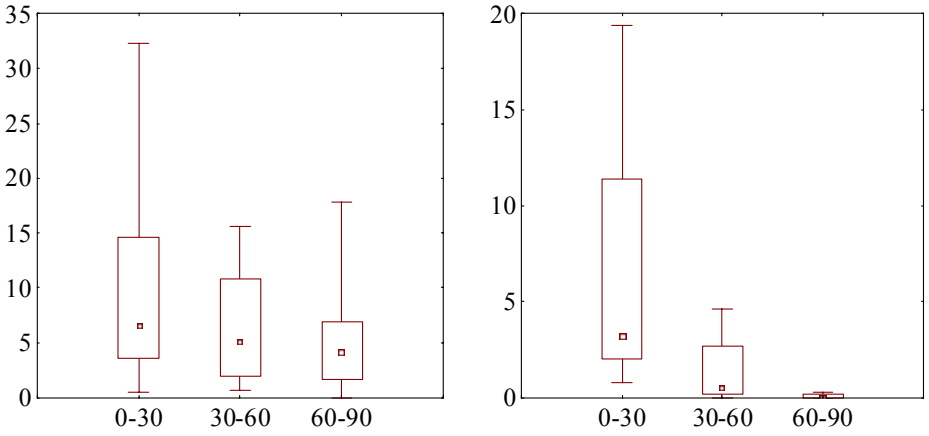
6.3 Distanza dai boschi

Un declino nella copertura e nella ricchezza di specie nemorali con la distanza dai boschi sosterrebbe la teoria che esiste dispersione dalle popolazioni sorgenti insediate nei boschi e sosterebbe l'ipotesi secondo cui le siepi fungono da corridoi per le specie nemorali.
Data la scarsa numerosità del campione di siepi rigenerate collegate è stato preferito il test ANOVA di Kruskal-Wallis. Sulla base del test le siepi rigenerate presentano differenze significative al crescere della distanza nella copertura delle specie (Figura 6.3 e Tabella 6.3). Si nota però graficamente una drastica riduzione nell'ultimo segmento, sia in termini di copertura che in termini di ricchezza di specie.

a) Ricchezza di specie nemorali



b) Copertura di specie nemorali (%)



c) Similarità con i boschi adiacenti

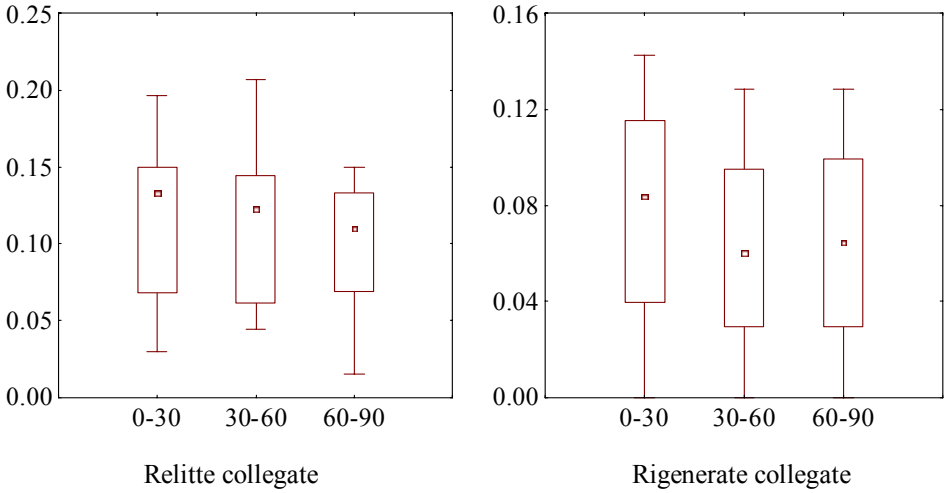


Fig. 6.3 – Variazione della distribuzione delle specie nemorali con la distanza dal bosco, per segmenti di 30 m lungo le siepi (0-30 m, 30-60 m, 60-90 m), in 14 siepi relitte e 4 rigenerate. Barre orizzontali: minimo e massimo, box: percentili, quadrato: mediana.

Nelle siepi relitte collegate (n=14), l'adozione, per confronto, del test di Kruskal-Wallis, ha condotto a differenze non significative sia nella ricchezza (H = 3.74, P = 0.15, g.l. = 2), sia nella copertura (H = 1.57, P = 0.46, g.l. = 2) che nella similarità con i boschi adiacenti (H = 1.04, P = 0.59, g.l. = 2). Nel caso delle siepi isolate la probabilità di assenza di differenze al variare del segmento considerato è quasi pari al 100% (ANOVA, ricchezza: $F_{2,15}$ = 0.21, P = 0.81; coperture: $F_{2,15}$ = 0.14, P = 0.87; similarità: $F_{2,15}$ = 0.09, P = 0.91): questo conferma il legame esistente tra siepi collegate e bosco ad esse adiacente.

Tab. 6.3 – Confronto (test di Kruskal-Wallis) tra la presenza di specie nemorali e la distanza progressiva dal bosco nelle siepi rigenerate collegate (med: media, ES: errore standard).

	0-30 m (n=4)		30-60 m (n=4)		60-90 m (n=4)		*H*	*P*
	med	ES	med	ES	med	ES		
Ricchezza	2.5	0.96	0.5	0.29	0.3	0.33	5.10	0.078
Copertura (%)	7.02	4.20	0.25	0.16	0.1	0.10	7.49	0.024
Similarità	0.07	0.03	0.06	0.03	0.06	0.04	0.36	0.836

Nell'intento di indagare il *trend* di riduzione delle specie nemorali al variare della distanza dal bosco nelle siepi collegate (senza distinguere tra siepi rigenerate e siepi relitte, a causa della scarsa numerosità del primo campione), per l'intero campione di specie le coperture sono state espresse in funzione della distanza, utilizzando le modalità di dispersione come blocchi. Il risultato è rappresentato nella figura sotto.

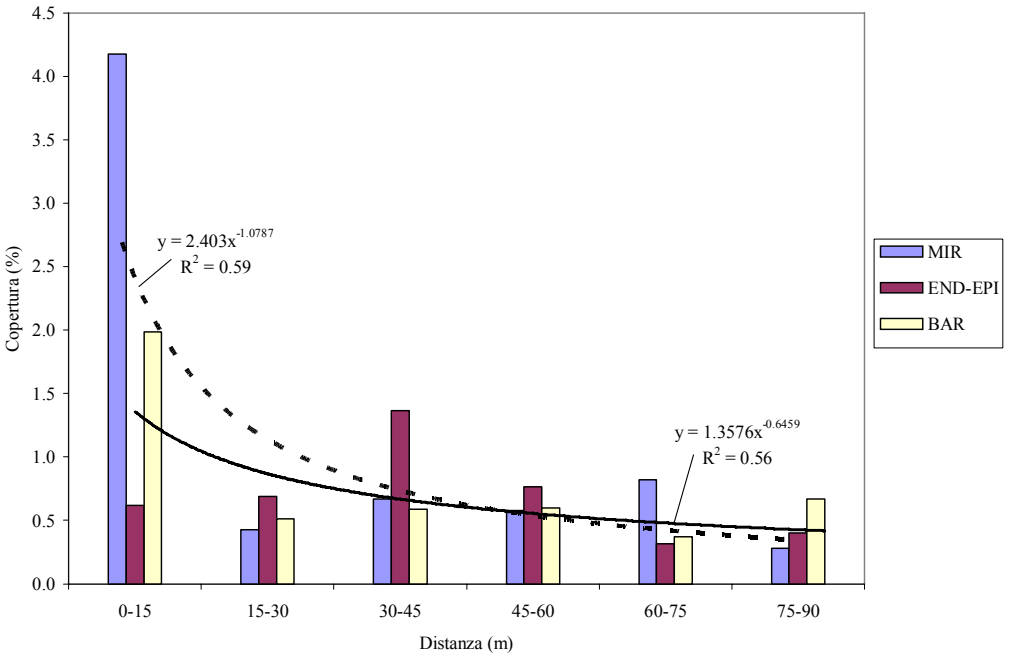


Fig. 6.4 – Coperture delle specie raggruppate per modalità di dispersione al variare della distanza dai boschi adiacenti (mir: mirmecocore, end-epi: endo ed epizoocore, bar: barocore).

Come si può osservare nel grafico sopra, le specie mirmecocore, caratterizzate come le barocore/autocore da bassi tassi di migrazione (Brunet & Oheimb, 1998), presentano un *trend* di variazione riconducibile ad una funzione descrescente; le specie zoocore, al contrario, non manifestano generalmente questo comportamento alla scala analizzata: entro i 90 m indagati, la loro distribuzione non sembra legata alla distanza dal bosco. Tale fenomeno è da mettere in relazione agli agenti di dispersione delle specie zoocore che, essendo prevalentemente uccelli, tendono a coprire maggiori distanze rispetto alle formiche. I semi e i frutti delle specie mirmecocore, forniti di appendici contenenti sostanze nutritive, invece, sono raccolti e trasportati da diverse specie di formiche, viventi in società permanenti i cui spostamenti sono generalmente a breve distanza, tranne che in occasione della fondazione di una nuova colonia da parte di femmine alate (Sitzia, cit.).

Come in Corbit *et al.* (1999), la frequenza di specie erbacee nemorali nelle siepi rigenerate studiate rivela la presenza di fenomeni di colonizzazione e suggerisce che le siepi fungano da corridoi ecologici. Purtroppo in questo caso i dati non sono sempre molto significativi soprattutto a causa della scarsa numerosità del campione; tuttavia, è evidente che l'ultimo segmento dei transetti, cioè quello distante 60-90 m, presenta ricchezza e copertura di specie nemorali drasticamente inferiori rispetto ai transetti più vicini, soprattutto per le specie a breve distanza di dispersione (autocore, barocore, mirmecocore). La colonizzazione è avvenuta molto probabilmente da sorgenti di propaguli di specie nemorali presenti nei boschi relitti adiacenti come dimostra la notevole somiglianza di composizione con questi, non riscontrata invece nelle siepi isolate.
Si supponga di ritenere valide le misure di velocità di colonizzazione da boschi antichi a boschi recenti anche per la colonizzazione di siepi recenti pari a 0.05-0.65 m y^{-1} (Bossuyt *et al.*, 1999) o a 0.00-1.00 m y^{-1} e di adottare come valore medio 0.4 m y^{-1} (Brunet & Oheimb, 1998). Le siepi recenti da noi campionate sono sicuramente successive alla metà degli anni 50 e hanno quindi mediamente 50 anni: la maggior parte delle specie nemorali avrebbe dovuto coprire una distanza di circa 20 m, valore che può ritenersi confermato alla luce di quanto riportato nella Tabella 6.3 e nella Figura 6.3, ove emerge che oltre i 30 m la copertura si riduce in modo significativo. La riduzione della ricchezza, pur evidente, non è significativa, e questo potrebbe significare che alcuni individui singoli sono effettivamente giunti a distanze superiori a 30 m, ma con popolazioni poco numerose (Sitzia, cit.).

6.4 Larghezza delle siepi

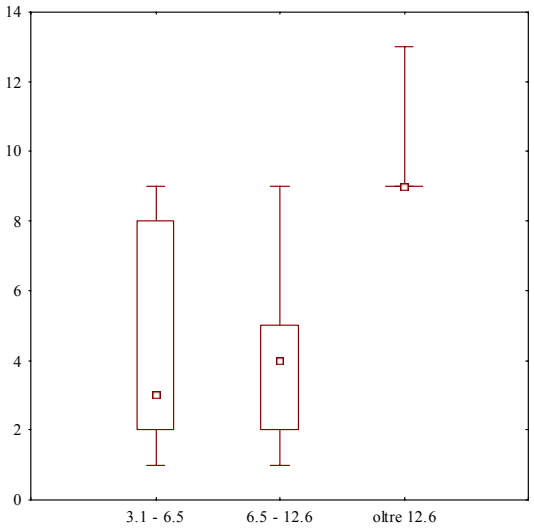
La larghezza media, ottenuta mediante la media delle quattro larghezze misurate, è correlata, considerando tutte le siepi contemporaneamente, alla ricchezza in specie nemorali ($r = 0.62$, $P < 0.05$) e alla similarità ($r = 0.47$, $P < 0.05$). Esiste quindi una relazione tra larghezza e numero di specie nemorali (ANOVA, $F_{2,19} = 8.27$, $P = 0.003$, Tabella 6.4) e tra larghezza e copertura di specie nemorali (ANOVA, $F_{2,19} = 6.25$, $P = 0.008$), che, però, sembra manifestarsi in modo evidente soltanto oltre i 12 m di larghezza (Figura 6.5a, b), mentre la similarità con i boschi (indice di Jaccard) non sembra influenzata dalla larghezza (ANOVA, $F_{2,19} = 1.05$, $P = 0.37$).

Tab. 6.4 – Confronto tra i valori medi della distribuzione delle specie nemorali e larghezza media della siepe.

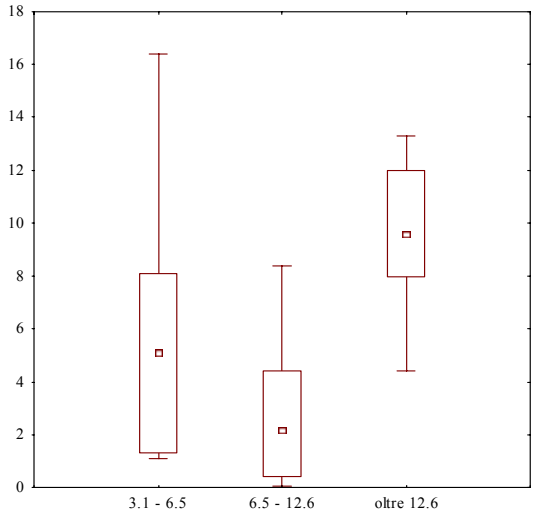
Larghezza (m)	Ricchezza	Copertura (%)	Similarità
3.1 – 6.5 (n = 6)	4.3	6.2	0.30
6.6 – 12.6 (n = 10)	4.2	2.7	0.38
oltre 12.6 (n = 6)	9.7	9.4	0.49

Secondo Forman & Baudry (in Forman, 1995, p. 195) la ricchezza di specie nemorali cresce all'aumentare della larghezza da 4 a 12 m e circa il 10 % delle specie erbacee nelle siepi comprese tra 8 e 12 m sono nemorali. La larghezza media delle siepi studiate nel presente lavoro è di 9,50 m, superiore quindi al limite di 8 m: non deve quindi stupire la presenza di specie nemorali al loro interno.

a) Ricchezza di specie nemorali



b) Copertura di specie nemorali



c) Similarità con i boschi adiacenti

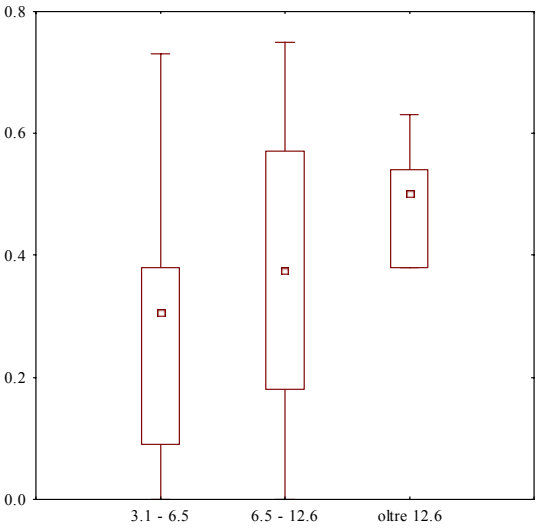


Fig. 6.5 – Variazione del numero medio di specie nemorali all'aumentare della larghezza media.

7. CONCLUSIONI

Il presente studio conferma l'osservazione di Corbit *et al.* (1999) circa il notevole ruolo svolto dalle siepi come habitat di specie nemorali, anche per quelle di età inferiore ai 50-60 anni.
Viene confermata anche la teoria che vede nelle siepi dei corridoi ecologici, pur con una maggiore evidenza per le specie epi- ed endozoocore. Sitzia (cit.) sottolinea come il comportamento di alcune specie sia diverso rispetto a quanto riportato in varie fonti bibliografiche esistenti, confermando la validità locale delle liste di specie nemorali e la necessità di produrre, in tempi brevi, liste rosse a validità provinciale anche per le aree di pianura (*ibid*.).
Nonostante lo studio abbia permesso di dimostrare la funzionalità delle siepi della pianura veneta come habitat corridoio per le specie nemorali, esso non rivela una situazione confortante. A fronte dell'estrema rarefazione dei boschi di pianura, la maggior parte delle siepi del territorio planiziale può ricondursi alla categoria delle siepi isolate, in genere relitte. La presente indagine ha rilevato nelle siepi isolate (distanti mediamente 589 m dai boschi relitti) un numero complessivo di 14 specie, cioè solo la metà di quelle rilevate nelle siepi relitte adiacenti e poco più di un terzo delle specie nemorali complessivamente considerate; sarebbe interessante studiare gli effetti della distanza sulla presenza di tali specie considerando anche siepi isolate molto più lontane dai boschi relitti.
A tal proposito, come fatto notare anche da Sitzia (*ibid*.), si dovrebbe riflettere attentamente sul rischio di progressiva riduzione delle popolazioni di specie nemorali relitte e sulla loro possibile estinzione locale. Il fatto che le siepi relitte isolate mostrino una ricchezza di specie inferiore alle siepi relitte collegate e che le prime non siano funzionalmente collegate (indice di Jaccard) ai boschi vicini, dimostra che si tratta di popolazioni parzialmente isolate ove specie a lenta dispersione possono essere soggette ad estinzione. La teoria delle metapopolazioni suggerisce che la risposta delle metapopolazioni all'asportazione degli habitat non è lineare: il declino nelle metapopolazioni come risposta alla distruzione degli habitat avviene con un certo ritardo temporale; tale ritardo tende ad allungarsi se la proporzione originaria di habitat (prima della riduzione) è minore. Il ritardo è particolarmente lungo quando il nuovo equilibrio successivo alla perdita di habitat è l'estinzione della metapopolazione (Hansky in Sitzia, cit.). Ciò ha come corollario che non è possibile conoscere quale frazione delle metapopolazioni minacciate sia già condannata all'estinzione nelle attuali condizioni ambientali; tuttavia, in tale stato potrebbero di fatto trovarsi alcune delle specie censite nel corso delle indagini.

In realtà, tutte le osservazioni precedenti non considerano le siepi come possibili fonti di propaguli di specie forestali e questo, d'altra parte, è un fronte della ricerca che necessita di ulteriori indagini. Inoltre, la presente tesi ha sì confermato l'esistenza di reti ecologiche di specie vascolari all'interno delle siepi ma, come già noto in altri casi di studio, ad una scala molto piccola, inferiore ai 100 m per le specie erbacee nemorali mirmecocore, sicuramente superiore per le erbacee zoocore e legata al comportamento degli agenti animali di dispersione. A tal proposito, si ritiene siano necessari ulteriori studi per comprendere l'ecologia dei semi dispersi dagli animali con particolare riferimento ai comportamenti degli agenti di dispersione e alle loro relazioni con la struttura del paesaggio, a diverse scale; Sitzia (cit.) rivela ad esempio una particolare carenza emersa nella disponibilità di informazioni etologiche sulle formiche e sulle conseguenze rispetto alle specie a dispersione mirmecocora. Meritano infine maggiore attenzione anche diversi fattori che sembrano influire sulla presenza di specie erbacee nemorali all'interno delle siepi, come ad esempio la struttura e la composizione arborea dei corridoi, la struttura e la densità dei sistemi che essi costituiscono, la struttura del paesaggio agricolo e le tecniche di conduzione agronomica dei terreni.

Concludendo, si ritiene che il presente studio confermi l'importanza del ruolo delle siepi della pianura veneta nel garantire la conservazione della biodiversità consentendo la sopravvivenza e la diffusione di molte specie ormai sempre più rare. Si auspica quindi lo sviluppo di un maggior interesse verso questi elementi paranaturali, soprattutto lo sviluppo di un nuovo modo di interagire con il territorio e con le risorse naturali. Di fronte alla necessità della sostenibilità ambientale, non si può trascurare la conservazione dei corridoi arborei e delle reti ecologiche che essi costituiscono insieme ai boschi e alle aree umide; la loro riqualificazione e ricostituzione, opportunamente pianificate e realizzate secondo criteri scientifici, appaiono oggi possibili e più che mai necessarie per consentire il recupero ambientale e la ristabilizzazione ecologica del territorio.

Bibliografia

AA.VV., 1989. *Atlante Generale Metodico De Agostini*. Novara: Istituto Geografico De Agostini.

AA. VV., 1947. *Carta Geologica delle Tre Venezie, Foglio n. 50 "Padova"*. Ministero dei LL. PP., Ufficio Idrografico del Magistrato alle Acque, Venezia.

Abrami G., 1984. *Zone umide del Brenta: la Palude di Onara*. Tip. Suman, Conselve (PD).

Abrami G. e A. Camuffo, 1994. *La Palude di Onara*. Collana: Studi sul territorio l'ambiente e il paesaggio – Provincia di Padova. Ed. Provincia di Padova.

alcolore.it, 2004. *Castello di Godego "I PRAI" zona protetta*. <http://www.alcolore.it/godego/prai.htm> [9 Lug 04]

Andersson E., C. Nilson, M.E. Johansson, 2000. *Plant dispersal in boreal rivers and its relation to the diversity of riparian flora*. J. Biogeogr. 27: 1095-1106.

Andretta W., 1999. *Sulle origini di Tombolo e Onara*. Comune di Tombolo-Assessorato alla Cultura e all'Istruzione.

Antonaroli R., 1999. *Realizzazione e gestione delle siepi*. In: Rabacchi E. (a cura di). Siepi – nidi artificiali e mangiatoie. Cierre Edizioni, Verona, pp. 19-54.

ARPAV, 2001. *Rapporto sugli indicatori ambientali del Veneto*. Ed. Promodis Italia Editrice, Brescia.

Baldin G., 2004. *Il Bosco Nordio*. <http://www.gabrielebaldin.it/bosco.htm> [27 Dic 04]

Bon M. e P. Roccaforte, 2003. *Il Bosco di Mestre*. Venezia: Provincia di Venezia-Assessorato alle Politiche Ambientali.

Bossuyt B., M. Hermy e J. Deckers, 1999. *Migration of herbaceous plant species across ancient-recent forest ecotones in central Belgium*. Journal of Ecology, 87: 628-638.

Boutin C., B. Jobin, L. Bélanger e L. Choinière, 2002. *Plant diversity in three types of hedgerows adjacent to cropfields*. Biodiversity and Conservation, 11: 1-25.

Bracco F., S. Marchiori, F. Mason e A. Zanetti, 2001. *Le foreste della Pianura Padana*. Quaderni Habitat-Ministero dell'Ambiente

Breda N. e M. Zanetti, 2001. *Ambiente e Natura dei Palù di S. Vendemiano*. <http://digilander.libero.it/territorioveneto/interventi14.htm> [6 Mar 2003]]

Brunet J. e G. Von Oheimb, 1998. *Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden*. J. Ecol. 86: 429-438.

Caniglia G., 1981. *Il Bosco di Carpenedo*. Venezia: Lav. Soc. Ven. Sc. Nat., 6: 151-158.

Carraro G., M. Dissegna, C. Giaggio e D. Savio, 2004. *Dati forestali della Provincia di Treviso.* Regione del Veneto – Direzione Foreste ed Economia Montana.

Cavani E., 1999. *Funzione ecologica della siepe*. In: Rabacchi E. (a cura di). Siepi – nidi artificiali e mangiatoie. Cierre Edizioni, Verona, pp. 116-122.

Chung M. Y., J.D. Nason, M. G. Chung, 2004. *Spatial genetic structure in populations of the terrestrial orchid Cephalanthera longibracteata (Orchidaceae)*, Am. J. Bot., 91: 52-57.

Corbit M., P.L. Marks e S. Gardescu, 1999. *Hedgerows as habitat corridors for forest herbs in central New York, USA*. Journal of Ecology, 87: 220-232

De Blois S., G. Doman e A. Bouchard, 2002. *Factors affecting plant distribution in hedgerows of southern Quebec*. Biological Conservation, 105: 355-367. Citato da McCollin e Jackson, 2004

De Rocco P., A. Fontana, C. Marcolin, I. Simonella, F. Vallerai e M. Zanetti, 2003. *Il Parco dei fiumi Lemene, Reghena e dei laghi di Cinto.* Portogruaro: Ed. Nuova Dimensione.

Del Favero R., G. Carraro, M. Dissegna, C. Giaggio, D. Savio, S. Zen, E. Abramo, O. Andrich e C. Lasen, 2001a. *Sintesi del Sistema Informativo Forestale del Veneto – CD Rom*. Venezia Mestre: Regione del Veneto e Accademia Italiana di Scienze Forestali.

Del Favero R., G. Carraro, M. Dissegna, C. Giaggio, D. Savio, S. Zen, E. Abramo, O. Andrich, P. Corona, M. Cassol, C. Lasen, M. Marchetti e O. Ciancio, 2001b. *Biodiversità e indicatori nei tipi forestali del Veneto*. Venezia Mestre: Regione del Veneto e Accademia Italiana di Scienze Forestali.

Del Favero R., 2002. *Selvicoltura speciale*. Appunti dalle lezioni.

De Mas G., 2003. *Appunti del Corso di Applicazioni di Arboricoltura da legno***.**

Drezner Dawn T., P.L. Fall, J.C. Stromberg, 2001. *Plant distribution and dispersal mechanisms at the Hassayampa River Preserve, Arizona, USA*. Glob. Ecol. Biogeogr. 10: 205-217.

Ellenberg H., H. E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner e Paulissen D., 1991. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Scripta Geobotanica, 18, Göttingen, 248 pp.

Erbani F., 2002. *La città diffusa*. La REPUBBLICA, 24 luglio. <http://www.regione.emilia-romagna.it/paesaggi/news/erbani240702.htm> [14 Lug 04]

FBSR, 2003. *Nella città diffusa. Idee, indagini, proposte per la nebulosa insediativa veneta*. Fondazione Benetton Studi Ricerche; materiali dal XIV corso sul governo del paesaggio, 2003. <http://www.fbsr.it/ita/pagine.php?s=&pg=257> [27 Nov 04]

Fliri F., 1975. *Das klima der Alpen im Raume von Tirol*. Monographien zur Landeskunde Tirols. Universitatverlag Wagner, Innsbruck. Citato da Sarzo

Focus, 2002. *Isole, valli, laghi: mai visti così*. Allegato a Focus n° 119, settembre 2002. Ed. Mondadori Spa.

Forman R. T. T., 1995. *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Frascari M., 2002. *Ci stiamo giocando il territorio*. <http://digilander.libero.it/nerowolfe/testi%20sito/Ci%20stiamo%20giocando%20il%20territorio.htm> [23 Mag 04]

Gellini R. e P. Grossoni, 1997. *Botanica Forestale*. Vol. II, Angiosperme. Padova, CEDAM.

Giacomini V. e L. Fenaroli, 1958. *La flora. Collana Conosci L'Italia, Vol. II*. Touring Club Italiano, Milano.

Gloria A., 1873. *Gli statuti del Comune di Padova dal sec. XII al 1236*. Padova

Hermy M., O. Honnay, L. Firbank, C. Grashof-Bokdam e J. Lawesson, 1999. *An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation*. Biological Conservation, 91: 9-22.

Indovina F., F. Matassoni, M. Savino, M. Sernini, M. Torres e L. Vettoretto, 1990. *La Città diffusa*. Venezia: DAEST.

Jongman R. H. G., 2004. *The concept of ecological networks: european approaches* pp. 1-22. In: Sitzia T. & S. Remiero (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. VII + 165.

Legendre P. e L. Legendre, 1998. *Numerical Ecology. Second English edition*. Elsevier Science B.V., Amsterdam.

Marchesoni V., 1959. *Ricerche pollinologiche in sedimenti torbosi della Pianura Padana*. N. Gior. Bot. Ital., 66: 336-339.

Marcolongo B., Mascellani M. e Matteotti E., 1978. *Significato storico-ambientale di antiche strutture sepolte nella pianura veneta*. Archeologia Veneta, I: 147-150

Matlack G. R., 1994. *Plant species migration in a mixed-history forest landscape in Eastern North America*. Ecology, 75: 1491-1502.

Mattana U., 1988. *Evoluzione del paesaggio nella fascia delle risorgive del Veneto attraverso i documenti cartografici*. Taccuini 5 "Alla ricerca di Clio" – CIDI TRIVENETO

McCollin D., J. I. Jackson, R. G. H. Bunce, C. J. Barr e R. Stuart, 2000. *Hedgerows as habitat for woodland plants*. Journal of environmental Management, 60: 77-90

McCollin D. e J. I. Jackson, 2004. *Hedgerows as habitat corridors for forest herbs* pp. 75-86. In: Sitzia T. & S. Remiero (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. VII + 165.

Muscio G., F. Bracco, G. Sburlino, F. Stoch, S. Paradisi, L. Papini e M. Solari, 2001. *Risorgive e fontanili*. Quaderni habitat-Ministero dell'Ambiente.

Pavari A., 1916. *Studio preliminare sulla coltura delle specie forestali esotiche in Italia. I.* Annali, R. Ist. Sup. For. Naz., Firenze.

Peterken G.F. e M. Game, 1981. *Historical Factors Affecting the Distribution of Mercurialis Perennis in Central Lincolnshire*. J. Ecol. 69: 781-796.

Pignatti S., 1953. *Introduzione allo studio fitosociologico della pianura veneta orientale con particolare riguardo alla vegetazione litoranea*. Arch. Bot. 28 (4): 265-329; 29 (1): 1-25, 65-98, 129-174. Citato da Caniglia, 1981

Pignatti S., 1997. *Flora d'Italia*. Bologna: Edagricole.

Pignatti S., 1998. *I boschi d'Italia*. UTET, Torino.

Provincia di Padova, 2001. *Rapporto sullo stato dell'ambiente-Provincia di Padova 2001*. Provincia di Padova, Settore Ambiente.

Provincia di Padova, 2002. *Piano Territoriale di Settore-Medio Corso del Brenta*. Provincia di Padova, Settore Ambiente.
http://www.provincia.padova.it/ambiente/pianobrenta.htm [27 Dic 04]

Rallo G. e M. Pandolfi, 1988. *Le zone umide del Veneto*. Venezia: Giunta Regionale del Veneto e Franco Muzzio Editore.

Rameau J.C., D. Mansion, G. Dumé, 1989. *Flore forestière française*. Institut pour le développement forestier, Paris.

Reggiani P., 2002. *Sul destino del Bosco di Via Breo a Piove di Sacco*. Comunicato stampa in Legambientepiove.it. < http://www.legambientepiove.it/breo.htm> [18 Mag 04]

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 del Veneto, 1998. *Ambiente. Il Veneto verso il 2000*. Regione del Veneto.

Sarzo A., Prosser F. e Frisinghelli M., 1997. *Flora e vegetazione della zona umida di Bolzonella*. Arch. Geobot. Vol. 3 (2): 179-200

Sburlino G., F. Bracco, G. Buffa, L. Girelli, 1996. *Rapporti dinamici e spaziali nella vegetazione legata alle torbiere basse neutro-alcaline delle risorgive della Pianura Padana Orientale (Italia Settentrionale)*. Coll. Phyt. 6: 1-130.

Sitzia T., 2004a. *La qualità dei corridoi ecologici arborei lineari: indici sintetici di valutazione delle siepi arboree nel paesaggio agrario* pp. 97-118. In: Sitzia T. & S. Remiero (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. VII + 165.

Sitzia T., 2004b. *Il ruolo delle siepi nelle reti ecologiche di specie vascolari: analisi dei fattori determinanti e valutazione dell'efficacia*. Tesi di Dottorato in Ecologia Forestale, XVII Ciclo; Università degli Studi di Padova.

Strasburger E. *et al.*, 1995. *Trattato di Botanica. Parte sistematica. VIII edizione italiana*. Antonio Delfino Editore, Roma.

Susmel L., 1988. *Principi di ecologia*. Padova: CLEUP Editore

Susmel L., 1994. *I rovereti di pianura della Serenissima*. Padova: CLEUP Editore

Takahashi K. e T. Kamitani, 2004. *Effect of dispersal capacity on forest plant migration at a landscape scale*. J. Ecol. 92: 778-785.

Tikka P. M., H. Hogmander e P. S. Koski, 2001. *Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants*. Landscape Ecology 16: 659-666. Citato da McCollin e Jackson, 2004.

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.

Waite S., 2000. *Statistical Ecology in Practice*. Pearson Education Limited, Harlow, England.

Zanetti M., 1985. *Boschi e alberi della pianura veneta orientale*. Portogruaro (VE): Nuova Dimensione s.r.l.

Zanetti M., 1986. *Flora notevole 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*. Portogruaro (VE): Ediciclo Editore s.r.l.

APPENDICE A

Origine geologica della Pianura Padana

Fra Cretacico e Paleocene e fra Miocene e Pliocene emerse dal mare l'attuale catena alpina che insieme ai rilievi appenninici tosco-emiliani arrivò a delimitare un vasto "golfo" in corrispondenza dell'attuale nord-Italia (Figura A.1).

Durante il Pliocene ed il Pleistocene inferiore questa insenatura venne progressivamente riempita da sedimenti che nella parte occidentale erano di origine fluvio-lacustre mentre nella zona più orientale erano costituiti essenzialmente da depositi arenaceo-argillosi di origine marina (Sarzo *et al.*, 2001). Durante il Pleistocene medio-superiore la Pianura Padana emerse e cominciò a svilupparsi su di essa un reticolo drenante (*ibid*.).

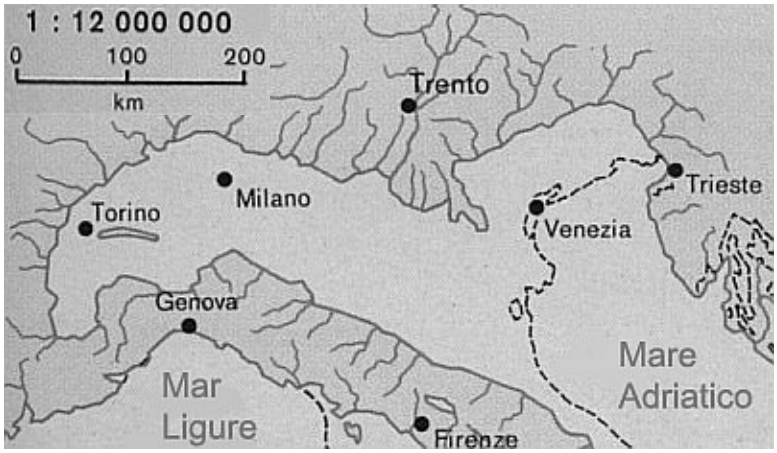


Fig. A.1 – La pianura padana durante il Pliocene. Linea continua = linea di costa presunta; linea tratteggiata = linea di costa attuale. (AA.VV., 1989; p.9, modif.)

Tuttavia, le attuali caratteristiche di questa pianura, che da sola rappresenta 1/6 della superficie italiana, sono conseguenza soprattutto dei vari sconvolgimenti climatici che si succedettero durante gli ultimi 2 milioni di anni. Durante il Quaternario infatti, periodi più caldi si sono alternati a fasi di freddo durante le quali una temperatura media di 4°-6° C inferiore all'attuale consentì la formazione di immense calotte di ghiaccio sopra i continenti; i ghiacciai non risparmiarono la catena alpina ed in parte anche gli Appennini e le successive fasi di espansione e di ritiro dei ghiacci si associarono ad imponenti azioni modellatrici o di deposito (Sarzo *et al.*, 2001). La Pianura Padana presenta sedimenti glaciali risalenti alle varie fasi di Gunz, Mindel, Riss e Würm (Figura A.2); furono però i depositi di quest'ultima a determinare l'attuale morfologia superficiale coprendo completamente i depositi delle glaciazioni precedenti (*ibid*.).

Il periodo "Würmiano" (120-10 mila anni fa) ebbe il suo apice circa 30-40 mila anni fa; allora tutta la parte settentrionale dell'Adriatico era emersa e sulla Pianura Padana esisteva un fitto

complesso fluviale (proprio allora si definirono gli attuali bacini idrografici) che trasportava verso valle i prodotti dello smantellamento delle catene montuose (Figura A.3). Circa 10-15 mila anni fa i ghiacci cominciarono a ritirarsi velocemente e le acque impetuose dei fiumi trasportarono enormi quantità di materiali riversandosi sulla pianura sottostante.

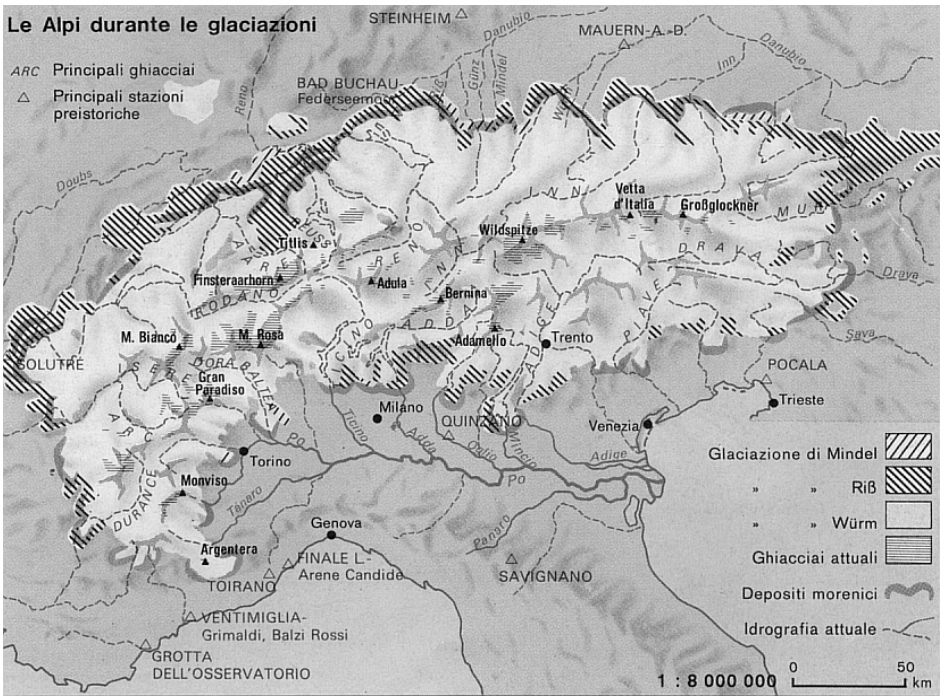


Fig. A.2 – La Alpi durante le glaciazioni. (AA.VV., 1989; p.9, modif.)

Mentre apparivano sempre più chiaramente gli anfiteatri morenici costituiti dai ghiacciai allo sbocco delle valli alpine (es. Garda e Piave), i grandi fiumi formavano enormi conoidi di deiezione depositando materiali più grossolani nelle aree più vicine ai rilievi e sedimenti più fini man mano che il pendio dell'alveo diminuiva (Muscio *et al*., 2001). D'altra parte, i fiumi divagavano continuamente nell'ampia pianura da loro stessi originata; ad ogni piena modificavano il loro alveo e il loro letto assumendo sempre nuovi corsi. Nel frattempo il livello del mare aumentava e la linea di costa si avvicinava sempre più a quella attuale.

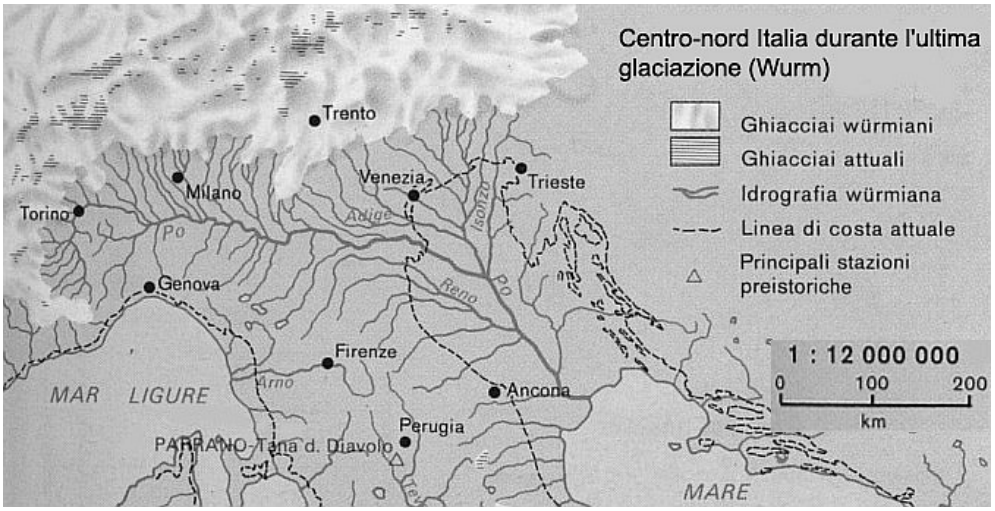


Fig. A.3 – La pianura padana durante la glaciaz. di Würm. (AA.VV., 1989; p.9, modif.)

APPENDICE B

Le risorgive

La fascia di pianura più prossima ai rilievi, la cosiddetta “alta pianura”, si presenta costituita da uno spesso ‘materasso’ drenante di depositi bibuli e grossolani ad elevata permeabilità per porosità; esso ospita un enorme Acquifero freatico Indifferenziato. La “bassa pianura” invece, si presenta come una sovrapposizione di alluvioni sabbiose o ghiaioso sabbiose permeabili alternate a livelli limoso-argillosi quindi sostanzialmente impermeabili (Muscio *et al*., 2001).
L’enorme acquifero freatico presente nella pianura pedemontana tende a spostarsi lentamente verso valle spinto dalla pressione idrostatica; tuttavia, incontrando progressivamente strati impermeabili di materiale fine alternati a livelli permeabili costituiti da sedimenti grossolani, esso si suddivide dando origine ad un sistema multifalde. Quando gli strati impermeabili affiorano in superficie, anche la falda sovrastante tende ad affiorare generando il fenomeno delle risorgive (Figura B.1).

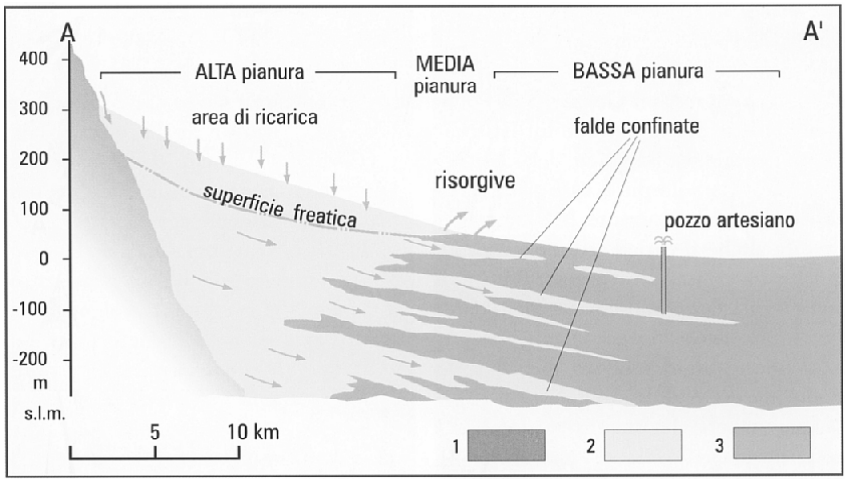


Fig. B.1 – Sezione geologica schematica della pianura veneta: 1) Prealpi e substrato roccioso profondo; 2) ghiaie dell’alta pianura passanti a sabbie e sabbie-ghiaiose nel sottosuolo della bassa pianura; 3) limi e argille impermeabili della bassa pianura. (De Rocco *et al*., 2003; modif.)

La ricarica dell’Acquifero freatico Indifferenziato è dovuta all’infiltrazione diretta delle precipitazioni meteoriche in corrispondenza di tutta la fascia pedemontana (costituita dagli ampi conoidi fluvioglaciali dei fiumi alpini) dove le ghiaie, molto permeabili, sono coperte solo da un sottile strato di terreno vegetale, all’infiltrazione dall’alveo e dal subalveo dei principali fiumi, agli afflussi laterali dal substrato roccioso e all’infiltrazione delle acque irrigue.
Le risorgive interessano una fascia di ampiezza variabile da pochi chilometri ad oltre venti che si estende in maniera quasi continua ai piedi di tutto l’arco alpino (Figura B.2); per il Veneto, l’ampiezza varia tra 2 e 8 Km (Mattana, 1988). Il fenomeno delle risorgive si manifesta con la venuta a giorno della falda freatica (Figura B.3) in genere in corrispondenza di depressioni del terreno (che spesso sono paleoalvei fluviali) talvolta appena percettibili ma

che tendono ad essere progressivamente ampliate dalla risorgenza delle acque; in genere si vengono a costituire piccole aste drenanti che si riuniscono a ventaglio ad originare un canale collettore e quindi un fiume vero e proprio (Muscio *et al.*, 2001).

Fig. B.2 – Andamento della linea delle risorgive. (Muscio *et al.*, 2001; p.14, modif.)

La temperatura delle acque di risorgiva è piuttosto costante nell'arco delle stagioni, con valori medi che oscillano tra i 10° ed i 14° C (ma in genere intorno a 11°-12°C); esse presentano la temperatura massima in ottobre e la minima in aprile con tutta una serie di conseguenze sul microclima stazionale che consente la sopravvivenza di specie erbacee relitte microterme tipicamente orofile ma anche di specie a gravitazione orientale o mediterranea (a ricordo delle antiche migrazioni floristiche avvenute nell'ultimo post-glaciale). D'altra parte, l'abbondanza di materiali carbonatici nei sedimenti dell'alta pianura veneta rende le acque di risorgiva neutro-alcaline consentendo lo sviluppo di piante vascolari soprattutto appartenenti alle famiglie delle ciperacee, delle juncacee e delle graminacee (*ibid.*).

La presenza di più o meno vaste bassure del terreno, l'abbondanza di acqua che permea il suolo determinando condizioni di anaerobiosi, la freschezza del microclima che rallenta l'attività dei microrganismi decompositori; tutti questi fattori sono comuni alle aree di risorgiva: essi sfavoriscono la trasformazione della sostanza organica (prevalentemente di origine vegetale) innescando parziali processi di carbonificazione che determinano la formazione di torba e quindi di quei particolari ambienti che sono rappresentati dalle torbiere (Abrami & Camuffo, 1994). Si tratta di biotopi in cui il suolo è prevalentemente organico, costituito da una coltre di materia satura d'acqua e asfittica con grande carenza di nutrienti (sali di azoto e fosforo) dove solo una flora altamente specializzata e particolarissima riesce ad insediarsi. Per la pianura veneto-friulana la vegetazione di torbiera è rappresentata dalla prateria ad erucastro friulano (*Erucastrum palustre*) e giunco nero (*Schoenus nigricans*) da cui il nome fitosociologico dell'associazione *Erucastro-Schoenetum nigricantis* (Figure B.4 - B.5; Tabella B.1) (Muscio *et al.*, cit.).

Fig. B.3 – (sx) Depressione con polle di risorgiva (Sorgenti dei Sile, Torreselle di Piombino Dese, PD; foto Sartore). (centro) Polla di risorgiva (Sorgenti del Sile, Torreselle di Piombino Dese, PD; foto Sartore). (dx) Polle di risorgiva (cerchi) con struttura a ventaglio delle aste drenanti (Palude di Onara, Onara di Tombolo, PD; Abrami, 1984, p.109, modif.)

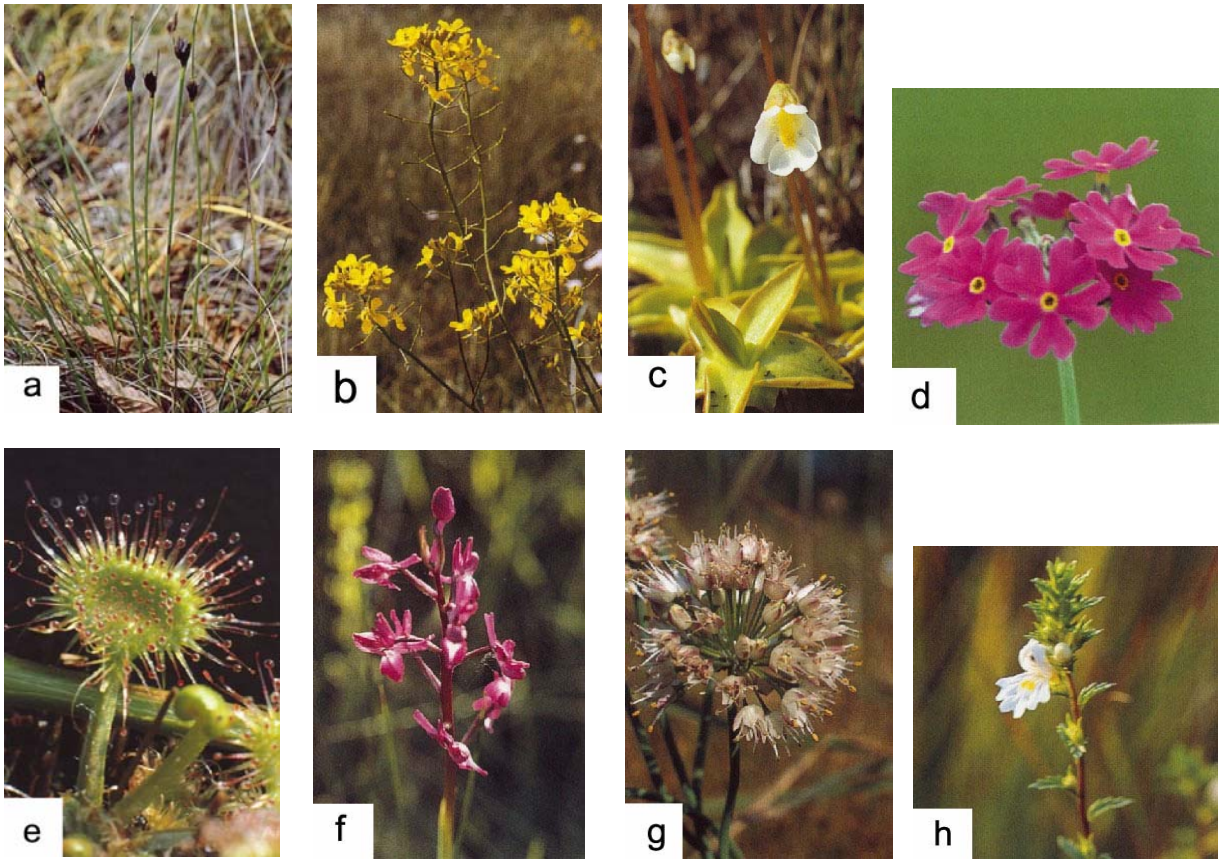


Fig. B.4 – A *Schoenus nigricans*; B *Erucastrum palustre*; C *Pinguicula alpina*; D *Primula farinosa*; E *Drosera rotundifolia*; F *Orchis laxiflora*; G *Allium suaveolens*; H *Euphrasia marchesettii*. (Muscio *et al.*, 2001; p.29 ss., modif.)

Tab. B.1 – Vegetazione di torbiera nella pianura veneto-friulana (Muscio *et al.*, 2001).

Specie caratterizzanti	Endemismi	Specie dealpinizzate	Specie di origine sud-est europea	Specie mediterranee	Altre specie
Schoenus nigricans (dominante) *Erucastrum palustre*	*Armeria helodes* *Centaurea forojuliensis* *Erucastrum palustre* *Euphrasia marchesettii*	*Carex davalliana* *Carex lepidocarpa* *Drosera rotundifolia* *Eriophorum latifolium* *Parnassia palustris* *Pinguicula alpina* *Primula farinosa* *Sesleria uliginosa*	*Allium suaveolens* *Plantago altissima* *Senecio doria* *Thalictrum lucidum*	*Holoschoenus vulgaris* *Orchis laxiflora*	*Cladium mariscus* *Juncus subnodulosus* *Molinia coerulea* *Potentilla erecta* *Spiranthes aestivalis* *Tofieldia calyculata*

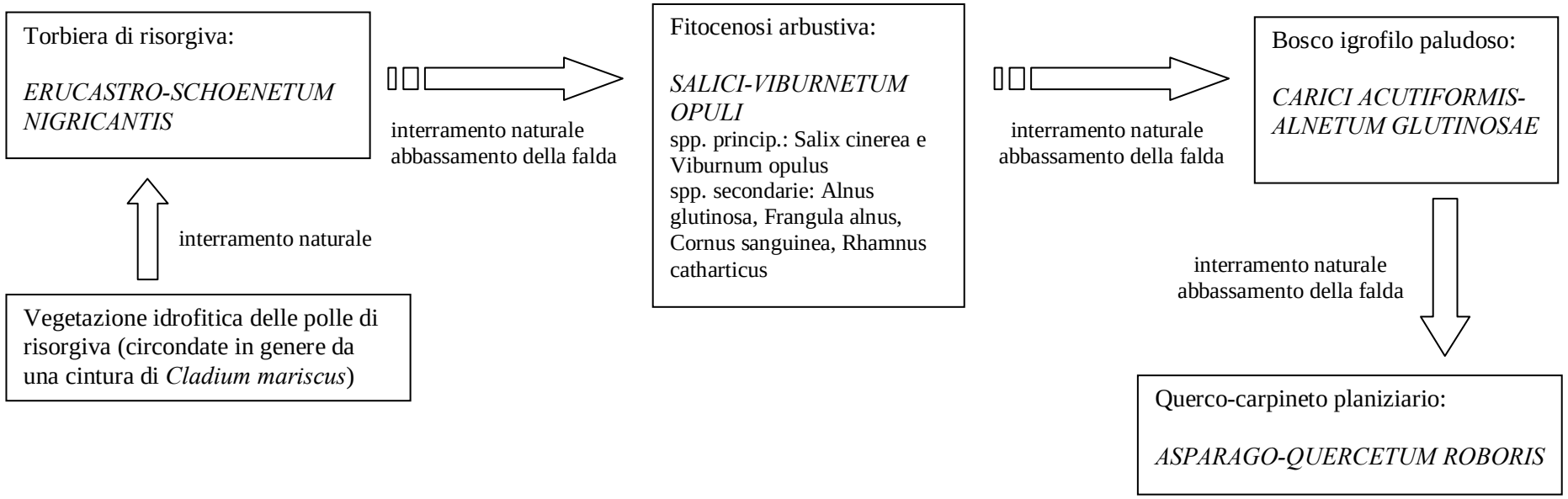


Fig. B.5 – Evoluzione della vegetazione delle zone umide di risorgiva. (sensu **Sarzo *et al.*, 1997; *sensu* Muscio *et al.*, 2001)**

APPENDICE C

Evoluzione della vegetazione forestale nella pianura veneta

L'attuale vegetazione potenziale climax della pianura veneta è il risultato di un lungo processo evolutivo che, pur avendo origini antiche già nell'Era Terziaria, diventa importante nella definizione della flora e vegetazione attuali solo nel Quaternario e soprattutto nella fase finale di questo. La chiave di lettura di tale processo sta nei grandiosi cambiamenti climatici che si sono succeduti nel tempo, nel fenomeno delle grandi glaciazioni e dei relativi stadi interglaciali (Zanetti, 1986).

Attraverso lo studio dei pollini conservatisi nelle torbiere e nei fondali lacustri un po' in tutta la Pianura Padana[1], è stato possibile ricostruire la storia della vegetazione forestale planiziale[2] soprattutto per il tardo glaciale ed il postglaciale würmiano[3] (Zanetti, 1985). I risultati dei vari studi che da lungo tempo si succedono in tal senso sono riassunti in Tabella C.1.

Durante gli ultimi 15.000 anni numerose sono state le oscillazioni climatiche succedutesi nell'Europa temperata e mediterranea (alcune anche molto recenti[4]); è stato proprio in questo periodo geologicamente molto breve che la pianura veneta ha assunto i caratteri ambientali oggi visibili. Ogni cambiamento climatico ha determinato tutta una serie di fenomeni fisici (mutamenti della geografia fluviale, alluvioni, erosioni, colmata di vaste depressioni, modificazioni dei litorali, formazione di nuove lagune o paludi, ecc) e biologici (migrazioni floro-faunistiche, estinzioni locali, isolamento di popolazioni, ecc.) con conseguenti modificazioni paesaggistiche ed ambientali del territorio planiziale.

Dal punto di vista vegetazionale, fondamentali sono state le migrazioni floristiche che nel postglaciale würmiano hanno interessato la pianura padano-veneta determinando successive colonizzazioni dalle regioni contermini. Importante in tal senso è stata la collocazione geografica del bacino padano che di fatto ha sempre rappresentato un ponte ideale tra le due grandi regioni geobotaniche alpina e mediterranea; d'altra parte, fondamentale è stata anche la

[1] Per il Veneto sono state molto importanti le ricerche condotte nei depositi lacustri di Arquà Petrarca, nel Delta Padano, nel bacino del Lago di Fimon (Vicentino), nelle torbiere presso Polcenigo (sorgenti del Livenza) e nelle torbiere di Borgo Zurini, presso Tarcento (bacino del Tagliamento); rilevanti anche gli studi condotti grazie ad un carotaggio di 214 ml effettuato presso l'Orto Botanico di Padova (Zanetti, 1985).

[2] E' interessante far notare come gli studi palinologici rivelino il progressivo impoverimento della dendroflora planiziale padana a seguito delle ripetute glaciazioni quaternarie. Infatti, alcune analisi testimoniano la presenza durante il Pliocene di generi ormai estinti in Europa, come *Cedrus, Tsuga* e *Taxodium*, nonché *Sciadopytis*, *Carya, Pterocarya, Sequoia* e *Zelkova* (Bertolani Marchetti in Zanetti, 1985; p.29).

[3] Dal Neolitico al periodo storico i dati pollinici sono stati integrati con i risultati delle indagini antracologiche effettuate sui carboni di legna rinvenuti negli scavi archeologici (Sarzo *et al*., 2001).

[4] Per l'epoca più recente si ricordano le seguenti fasi fredde: 400/750 d.C., 1150/1250 d.C., 1550/1850 d.C. (piccola glaciazione o "stadio di Fernau") (Bertolani Marchetti in Zanetti, 1985; p.30).

vicinanza della pianura veneto-friulana al Carso, corridoio importante per il movimento verso occidente della flora di origine steppica o balcanica (Zanetti, 1986).

Tab. C.1 – Evoluzione della vegetazione forestale nella pianura veneta nel Quaternario recente. (Marchesoni & Paganelli in Zanetti, 1985, p.28, modif.; Zanetti, 1986; Susmel, 1988)

Durata		***Periodi climatici***	***Caratteri climatici***	*Vegetazione*		Civiltà
				Alpi Orientali Settore sud-alpino	***Padania***	
800 a.C. -epoca recente		Subatlantico	Più fresco e umido	picea-faggio e abete	querceto-carpineto	Periodo storico Ferro
2500-800 a.C.		Sub-boreale	Caldo in diminuzione con alternanza di periodi secchi	faggio-abete-picea (spesso dominanza di faggio e abete)	querceto con tigli, olmi, carpini, tasso	Bronzo Neolitico
5500-2500 a.C.		Atlantico	Caldo con umidità crescente (optimum climatico)	picea+querceto misto dominanza di picea e diffusione di abete e faggio	querceto con faggio e abete	Neolitico (agricoltura dal 3000 a.C.) Mesolitico
6800-5500 a.C.		Boreale	Caldo secco	Corylus-Pinus e Corylus-querceto misto	querceto con nocciolo	Mesolitico
8200-6800 a.C.		Preboreale	Temperatura in aumento e secco	pino silvestre	pino silvestre+ betulla (fino al 10-28%)	Mesolitico
Tardiglaciale Würmiano	8800-8200 a.C.	Dryas recente	Rincrudimento di freddo arido	pino silvestre e mugo		
	10000-8800 a.C.	Interstadiale di Alleröd	Oscillazione calda	pino silvestre		
	10400-10000 a.C.	Dryas medio	Freddo			Paleolitico (Magdaneliano)
	11300-10400 a.C.	Bölling	Stadio di oscillazione calda	?		
	15000-11300 a.C.	Dryas antico	Freddo ma con lenta regressione dei ghiacciai	tundra con pino silvestre, salici nani, graminacee ed Artemisia		
Prima del 15000 a.C.		Glaciale (Würm)	Freddo intenso con ampia calotta di ghiaccio sulle alpi	----------	tundra a betulla e pino silvestre (80-97%)	

Secondo il tedesco Von Post, l'ultimo postglaciale può essere distinto in tre momenti evolutivi: crescita del periodo temperato, culmine del periodo temperato, decremento del periodo temperato; durante ciascuna fase la pianura padano-veneta è stata interessata dalla colonizzazione di diversi contingenti floristici (Keller in Zanetti, cit.; p.53) (Tabella C.2).

Tab. C.2 – Le colonizzazioni floristiche nell'ultimo post-glaciale. (Zanetti, cit.; Susmel, cit.)

Fase climatica	Evoluzione floristica (pianura veneta)
Fase interglaciale Riss-Würm	Foresta colchica (da Colchide, territorio dell'Asia Minore) con elementi dell'attuale querceto misto.
Glaciazione di Würm	Gli elementi più mesofili della foresta colchica sopravvivono in piccole stazioni rifugio relittuali (si estinguono Abies nordmanniana e ZelKova) mentre la pianura viene colonizzata dalla flora alpina (fino al 12.000 a.C.)
Crescita del periodo temperato (8.000-5.000 a.C.)	La flora alpina arretra verso i rilievi alpini e prealpini mentre il querceto misto mesofilo (residuo semplificato dell'antica foresta colchica) si espande diventando progressivamente dominante[1].
Culmine del periodo temperato (5.000-2.500 a.C.)	Domina il querceto misto con faggio e abete bianco che però scompaiono progressivamente per cui nel 3.000 a.C. resta padrone la farnia, con tiglio ed olmo (rapporti 4:1:1), altre latifoglie (tra cui carpino bianco) e tasso. (Susmel, 1994; Keller, 1932) Durante la prima fase di *optimum* climatico con clima caldo-umido, si afferma anche la vegetazione mediterranea che dalle coste dell'Adriatico meridionale e dal Carso arriva nella pianura padano-veneta colonizzando i litorali, le pendici prealpine, i colli, le aree perilacustri e si introduce anche nel querceto misto soprattutto con specie suffruticose od erbacee. Nella seconda fase più xerotermica si afferma ancor più la flora mediterranea e giunge da est la flora steppica che colonizza dune, praterie, greti fluviali, pendici prealpine.
Decremento del periodo temperato (dal 2.500 a.C. fino ai giorni nostri)	Lento regresso della componente floristica termofila ed affermazione di quella più propriamente mesofila.

Ogni cambiamento climatico ha determinato periodici avanzamenti o arretramenti dei diversi contingenti floristici (alpino, mediterraneo, steppico) nella pianura padano-veneta ed all'interno del querceto mesofilo che in essa è andato progressivamente affermandosi (Figure C.1-C.2). Tuttavia, mentre la componente arborea, più legata al macroclima, ha seguito strettamente le vicende climatiche con progressive estinzioni, spesso invece la componente erbacea o suffruticosa è riuscita a permanere trovando piccole stazioni con microclima idoneo pur all'interno di un macroclima estraneo completamente nuovo. Su questo principio si basano le ricchezze floristiche dei boschi di pianura veneto-friulani: essi infatti conservano specie relitte di origine alpina, mediterranea o balcanica testimoni silenziosi della grande storia del nostro territorio (Zanetti, cit.).

[1] Secondo alcuni studiosi la diffusione del querceto sarebbe avvenuta dai locali rifugi-serbatoio; secondo altri sarebbe invece partita dalle stazioni più a mezzogiorno della penisola o dall'Illiria, o ancora da tutte e due queste aree geografiche. (Susmel, 1994)

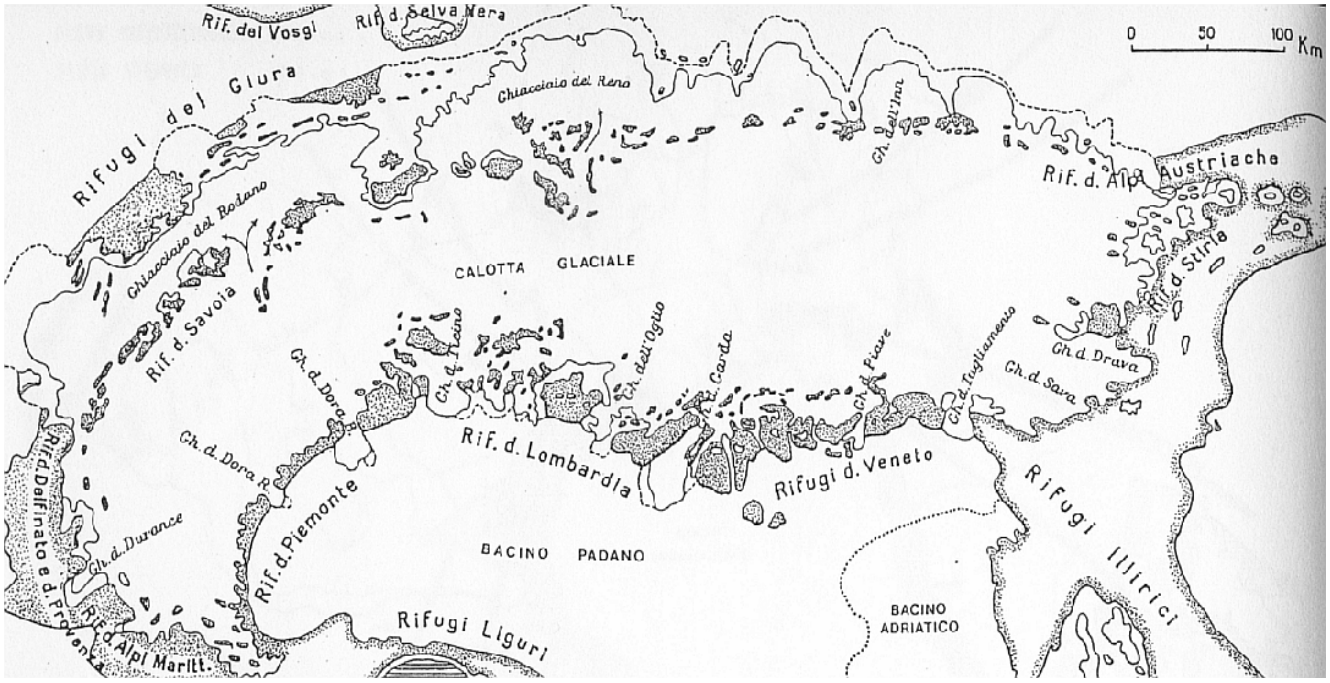


Fig. C.1 - Aree di rifugio delle specie vegetali (punteggiate) nella zona alpina durante l'espansione glaciale maggiore (linea tratteggiata) e l'ultima espansione (linea continua). (Da Penck, Heim e Klebelsberg in Zanetti, 1986; p.52, modif.)

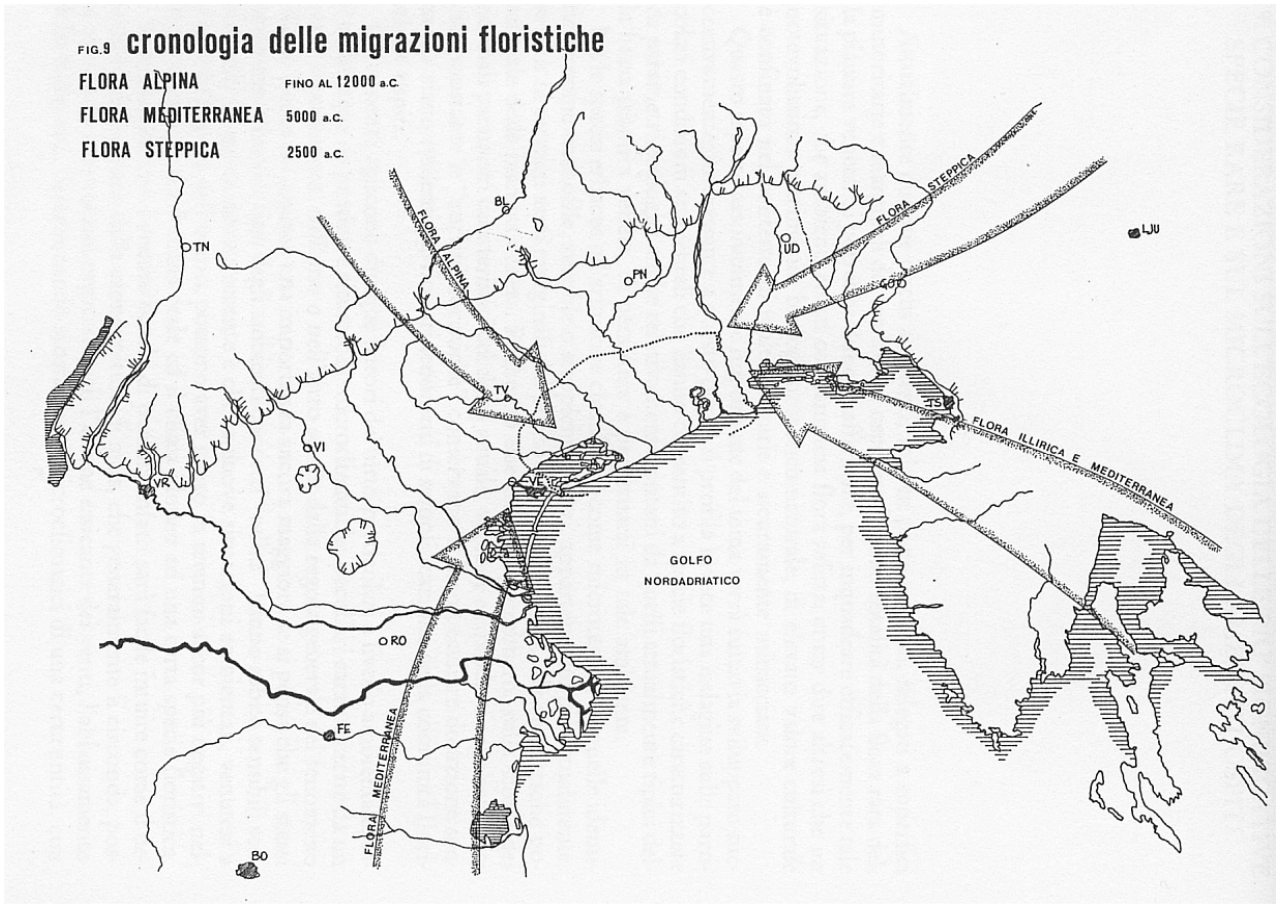


Fig. C.2 – Le migrazioni floristiche dell'ultimo post-glaciale nella pianura veneto-friulana. (Zanetti, cit.; p.54, modif.)

APPENDICE D

I rovereti di pianura della Repubblica di Venezia

Si riportano di seguito i dati desunti da Susmel (1994; p.63 ss., modif.) dallo studio dei catasti veneziani relativi ai rovereti della Serenissima.

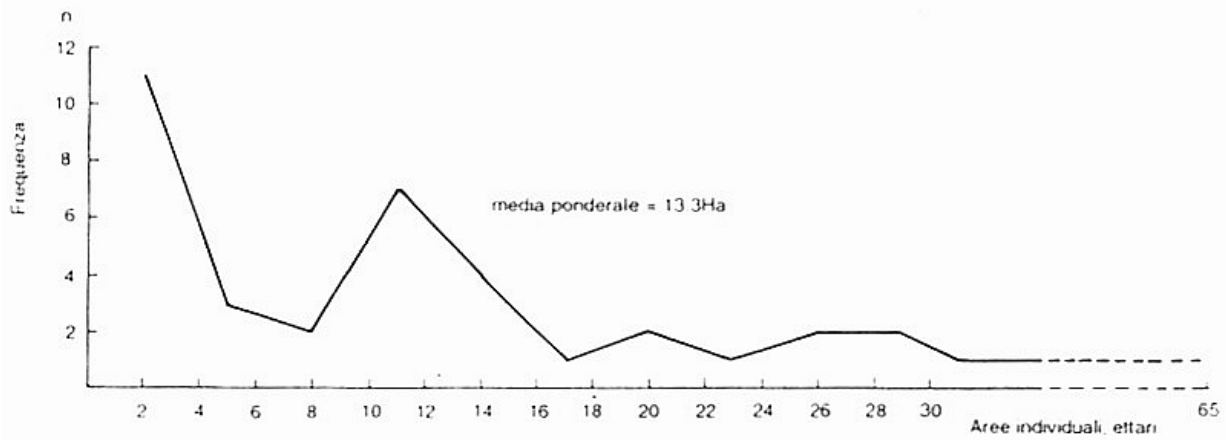


Fig. D.1 – Frequenza delle aree dei boschi nei circondari di Oderzo e Motta di Livenza secondo il catasto Contarini (1740).

Tab. D.1 – Catasto Surian (1569-70)

Territori	Ville e località con bosco	boschi	roveri* bollate	roveri* non boll.	sparsi e in boschetti**	superficie, Ha*** tot.	superficie, Ha*** media bosco
Padovano, Vicentino, Mirano	83	150	59.640	2.555	787	622	4,1
Mestre e Castelfranco	32	106	31.108	13.035	–	442	4,1
Treviso	77	160	124.221	70.881	11.966	1.950	12,2
Noale	12	21	1.866	7.820	sì, n.r.	97	2,1
Conegliano	16	58	27.707	–	16.855	277	10,7
Serravalle	1	1	8.156	3.838	18.853	120	120,0
Feltre e Belluno	25	31	21.189	9.607	1.777	308	10,0
Portobuffolè	14	42	31.524	18.791	55	503	12,0
Oderzo	19	25	8.684	11.499	sì, n.r.	202	8,3
Motta di Livenza	21	59	28.972	30.129	sì, n.r.	591	10,0
Friuli	86	213	171.582	10.031	22.798	1.816	8,8
medie	386	766	514.649	178.186	73.091	6.928	9,04
Montello, ettari						6.230	
Montona (Istria), ettari						1.738	
Totale dell'intero Dominio						14.896	

* esclusi tolpi e semenzali
** contate; frazioni della consistenza reale stimabile di almeno un terzo superiore
*** posta una densità media di 100 alberi adulti (≥ 35 cm di diametro) ogni ettaro

TAB. D.2 – Catasto Contarini (1740). Territorio della Motta di Livenza

Villa	boschi,	roveri	circonferenza piedi, max.	superficie, Ha tot.	superficie, Ha media bosco	densità alb./Ha
Di Navolè	4	11.268	7	56,4	14,1	199
Di Sallà di Qua	3	7.518	6,8	75,2	25,1	100
Di Gorgo della Chiesa	2	2.645	6,5	21,6	10,8	176
Di Gorgo del Molin	1	1.307	7	12,0	12,0	65
Di Ronche di Pianon	1	11.717	7	27,1	27,1	426
Di Kavalier	1	5.251	7	19,1	19,9	272
Di Guia Granda	1	1.406	6	10,4	10,4	133
Di Salla di Là	2	1.191	6,5	12,5	16,2	95
Di Redigole di Qua	1	4.393	7	21,6	21,6	204
Di Regole di Là	2	531	6,5	11,9	5,9	44
Di Guia Piccola	2	758	5,5	1,7	1,7	42
Di Malintrada	2	1.319	6	4,4	2,2	293
Di Villa Nova	2	665	5,5	2,6	2,3	255
Di Chiaran	1	4.551	7	4,6	4,6	276
De Campagna	3	2.307	7	121,3	34,0	191
Di Cessalto	1	22.556	7	66,5	66,5	339
Di S. Anastaso	1	4.835	7	17,4	17,4	279
Ceia (Ceggià)	1	5.923	7	27,8	27,8	210
Pra di Levada	1	30	7	2,2	2,2	12
Lorenzaga Furlana	6	4.459	6,5	17,5	2,9	248
Di Muia (Muggia?)	4	7.245	6,5	54,3	13,6	144
Di Livenza	1	486	7	3,3	3,3	147
Di S. Zuane	8	2.242	5,6	19,9	2,5	106
Tot. 23	51	104.603		611,3		
medie			6=66,5 cm		12,0	171

TAB. D.3 – Catasto Contarini (1740). Territorio di Oderzo

Parte dei 25 boschi del catasto Nani (e Surian) divisi per proprietà sono stati accorpati e quindi il numero è sceso a 20

Villa	boschi	roveri	circonferenza piedi, max.	superficie, Ha tot.	superficie, Ha media bosco	densità alb./Ha
Massetta	3	5.355	7	35,1	11,7	153
Noventa di Piave	1	299	7	2,6	2,6	115
Fossalta Maggiore	2	3.964	8	23,9	12,0	135
Albina	2	4.441	8	52,9	26,4	83
Sabionera	1	3.499	7	13,2	13,2	265
Montiron	1	507	9	3,3	3,3	80
Campo Bernardo	2	871	7	6,0	3,0	193
Di Candolè	1	4.461	5	8,2	8,2	496
Di Valentigo	1	1.387	7	10,7	10,7	69
Salgareda	1	980	9	10,8	10,8	91
Grassaghella	1	75	7	1,1	1,1	68
Di Faè	1	757	7	2.0	2.0	360
Fossadelle	1	7.293	7	13,9	13,9	528
Fontane	1	155	6	1,2	1,2	129
Roncadelle	1	8.634	7	31,6	31,6	273
Totali	20	42.408		216,0		
medie			7,2=79 cm diam.		10,8	196

APPENDICE E

Flora notevole dei boschi planiziali veneti

Si riportano nella presente sezione interessanti risultati derivanti da uno studio coordinato da Michele Zanetti nell'ambito della stesura dell'*Atlante della flora notevole della pianura veneta orientale* (1997). Si considerano in tal caso solo i dati che riguardano i boschi planiziali mesofili o paludosi (querco-carpineti ed ontanete) evidenziando che, nonostante lo studio di Zanetti si sia concentrato sulla pianura orientale, questa rappresenta anche la porzione di territorio planiziale veneto attualmente più ricca di relitti forestali (macchie e siepi) e quindi i risultati ottenuti possono considerarsi importanti per una migliore comprensione del valore floristico di tutti i boschi planiziali veneti.

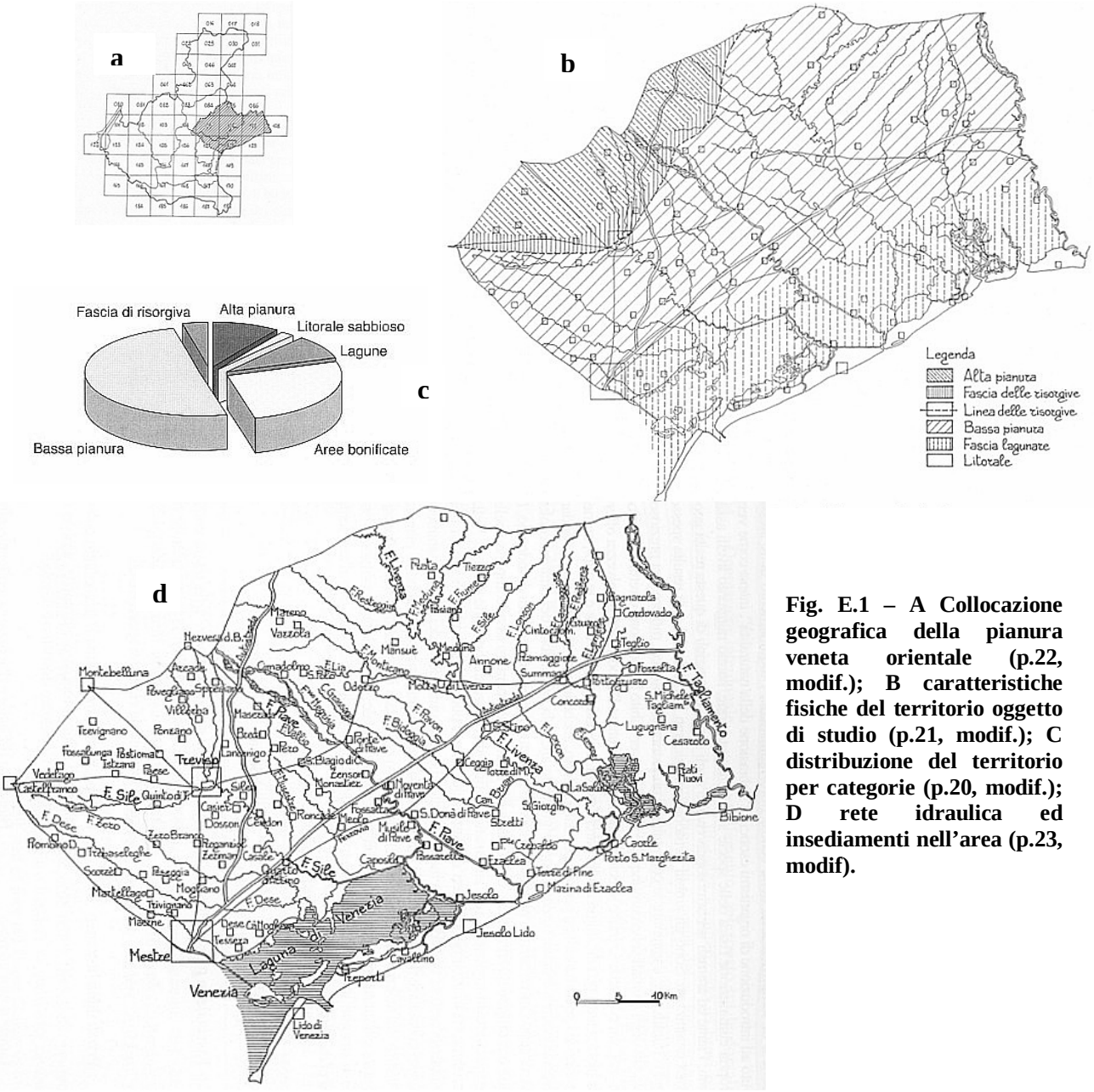


Fig. E.1 – A Collocazione geografica della pianura veneta orientale (p.22, modif.); B caratteristiche fisiche del territorio oggetto di studio (p.21, modif.); C distribuzione del territorio per categorie (p.20, modif.); D rete idraulica ed insediamenti nell'area (p.23, modif).

TAB. E.1 – Specie floristiche forestali rare e minacciate di estinzione[1]

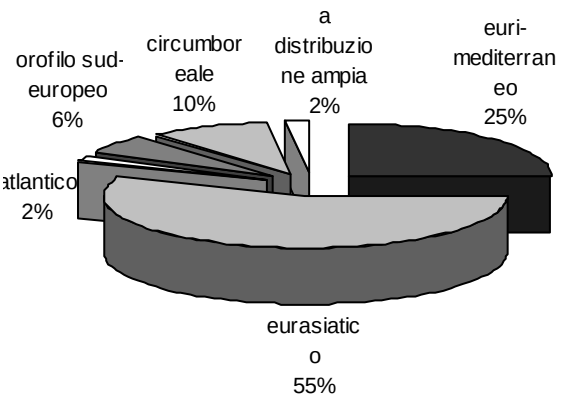
Nome specie	Habitat	Corologia
Allium ursinum	FM	3
Anemone nemorosa	FM	6
Anemone ranunculoides	FM	3
Anemone trifolia	FM	5
Asarum europaeum	FM	3
Asperula taurina	FM	3
Buglossoides purpurocaerulea	FM	2
Caltha palustris	PLD	6
Cephalanthera damasonium	FM	2
Cephalanthera longifolia	FM-FT	3
Cephalanthera rubra	FT	3
Cerinthe major	FM	2
Colchicum autumnale	FM	3
Cornus mas	FM	2
Daphne mezereum	FM	3
Epipactis helleborine	FT-FM	3
Euphorbia amygdaloides	FM	3
Euphorbia dulcis	FM	3
Galanthus nivalis	FM	3
Helleborus niger	FM	5
Helleborus viridis (odorus)	FM	4
Hemerocallis lilio-asphodelus	FM-PLD	5
Hepatica nobilis	FM	6
Hottonia palustris	PLD	3
Iris foetidissima	FM-FT	2
Iris graminea	PA (FM)	2
Leucojum aestivum	PDA-PU	2
Leucojum vernum	FM	2
Lilium martagon	FM	3
Limodorum abortivum	FT	2
Listera ovata	FM	3
Lonicera xylosteum	FM	3
Maianthemum bifolium	FM	6
Ophioglossum vulgatum	FM	6
Orchis coriophora	PA (FM)	2
Orchis maculata	FM	3
Orchis purpurea	FM	3
Paris quadrifolia	FM	3
Parnassia palustris	PLD-PU	3
Platanthera bifolia	FM-FT	3

Legenda:

FM = forestale mesofilo
PLD = palustre di acqua dolce
FT = forestale termofilo
PA = prateria asciutta
PU = prati umidi

1 =steno-mediterraneo
2 =euri-mediterraneo
3 =eurasiatico
4 =atlantico
5 =orofilo sud-europeo
6 =circumboreale
7 =a distribuzione ampia

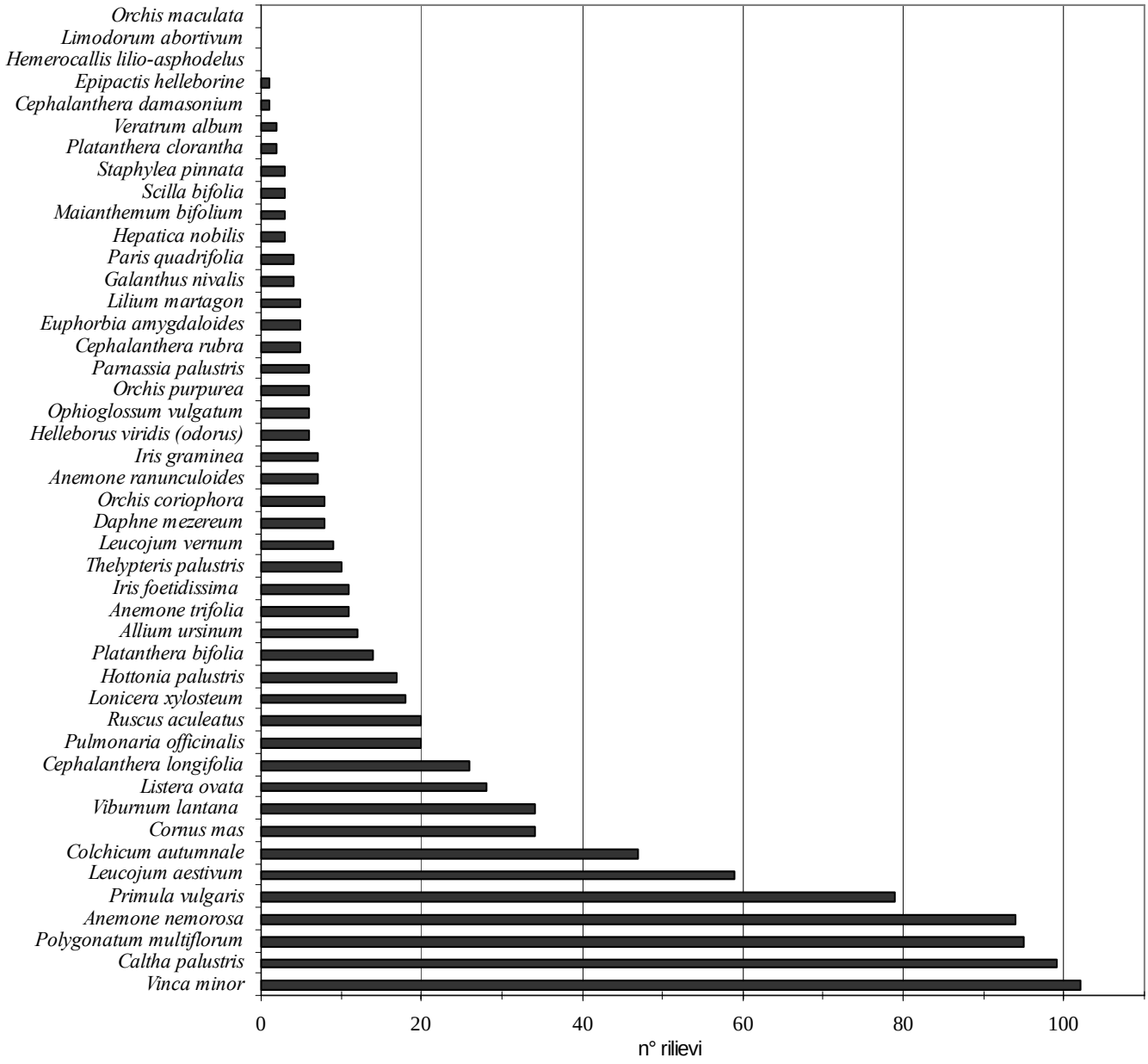
Fig. E.2 – distribuzione delle specie ricercate tra i vari gruppi corologici (*ibid.*,p.37, modif.)



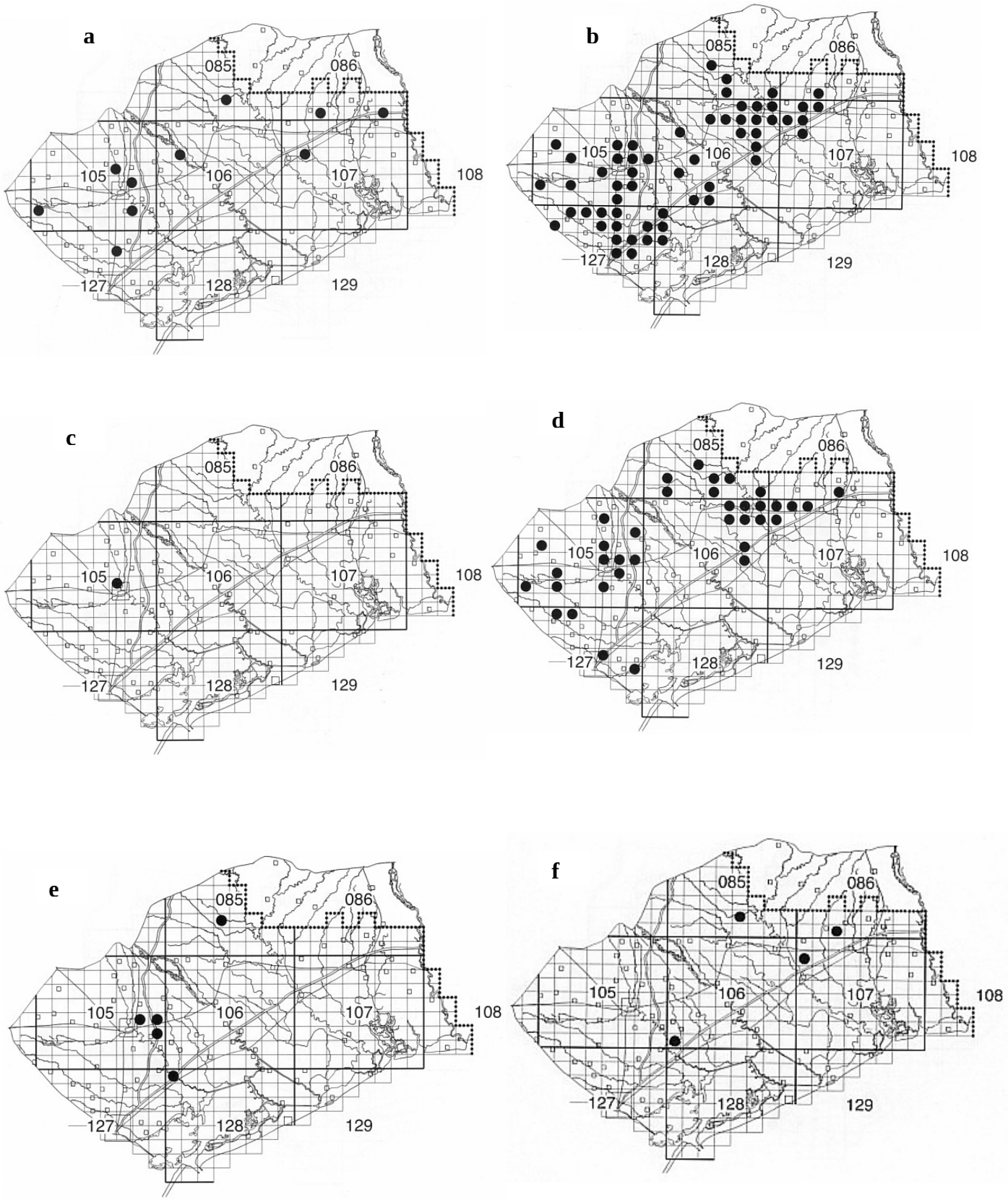
[1] Si considerano come tali "le specie genericamente rare[…], le specie di particolare interesse fitostorico e fitogeografico […], le specie di particolare interesse naturalistico perché testimoni di trasformazioni d'ambiente avvenute in epoca storica (ad esempio la deforestazione)." (Zanetti, cit.; p.35)
È evidente che la rarità delle specie considerate è da attribuire all'estrema rarefazione degli habitat disponibili cui non sfuggono evidentemente anche i biotopi forestali oggetto di studio.

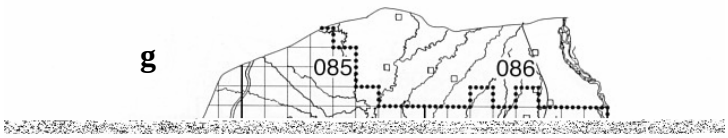
Platanthera clorantha	FM	3
Polygonatum multiflorum	FM	3
Primula vulgaris	FM	3
Pulmonaria officinalis	FM	3
Ruscus aculeatus	FM-FT	2
Scilla bifolia	FM	3
Staphylea pinnata	FM	2
Thelypteris palustris	PLD-PU	7
Veratrum album	FM	3
Viburnum lantana	FM-FT	2
Viburnum opulus	FM	3
Vinca minor	FM	3

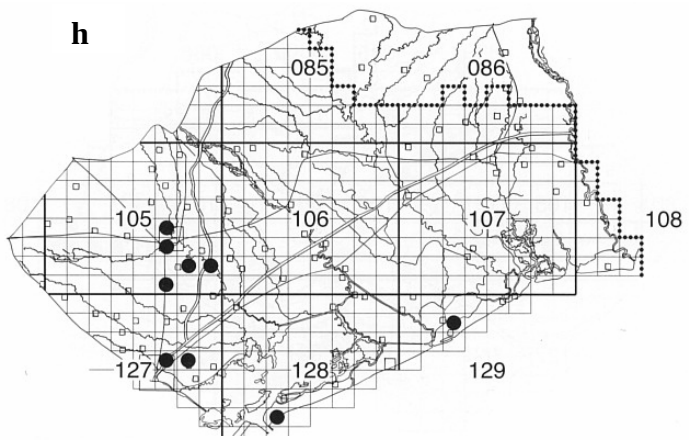
Fig. E.2 - Rilevamenti per specie (p.50, modif.)

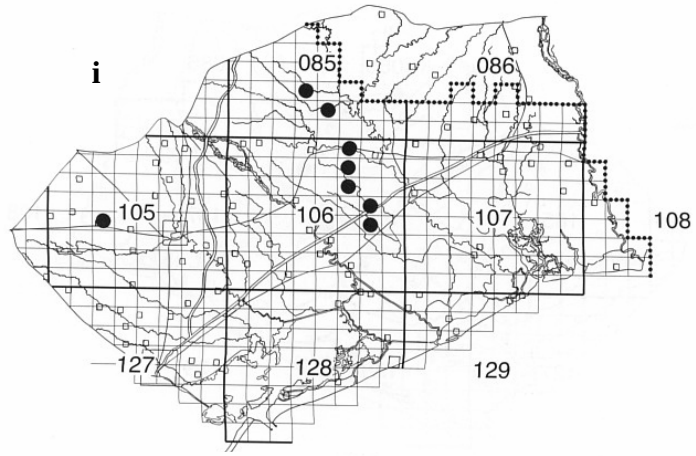


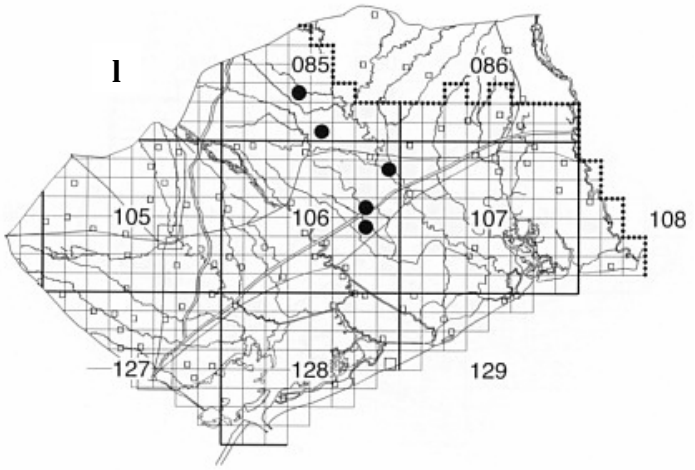
Di seguito si riportano alcune tavole (Figure E.3 – E.4) con evidenziati i quadranti (1:5000) entro cui si trovano le stazioni nelle quali è stata rilevata la presenza delle singole specie floristiche.

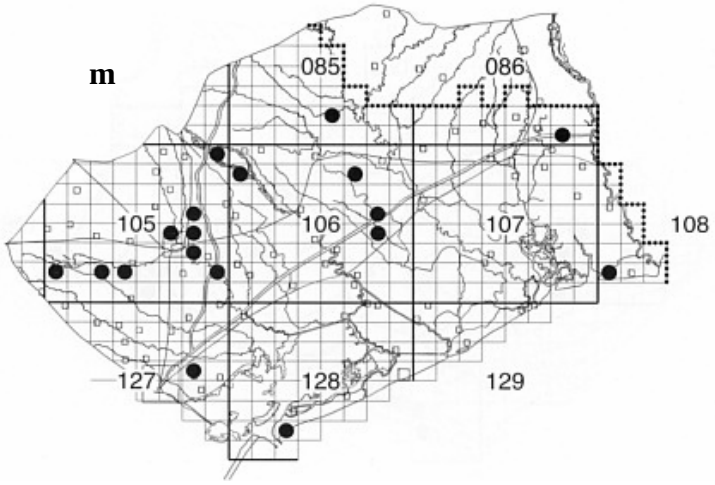


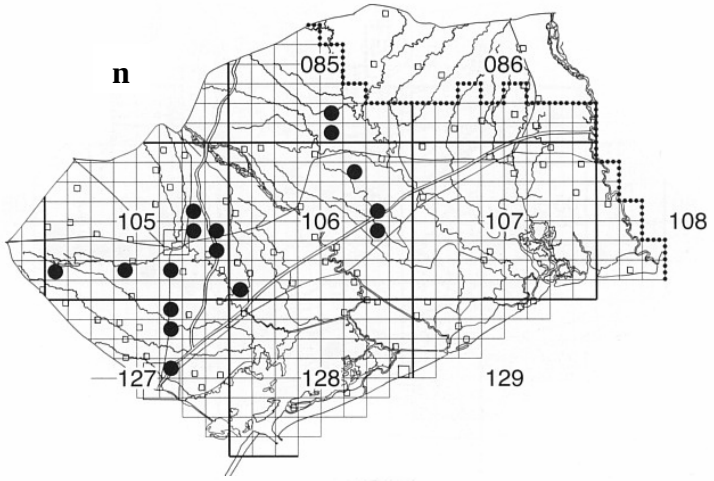

g
085
086

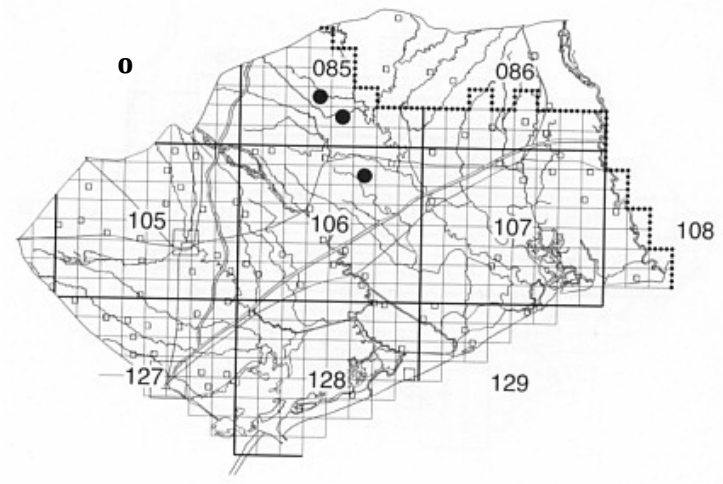

h
085
086
105
106
107
108
127
128
129

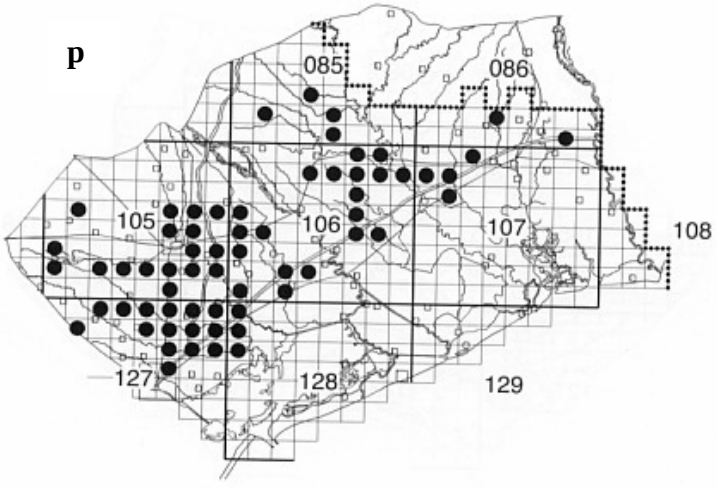

i
085
086
105
106
107
108
127
128
129


l
085
086
105
106
107
108
127
128
129


m
085
086
105
106
107
108
127
128
129


n
085
086
105
106
107
108
127
128
129


o
085
086
105
106
107
108
127
128
129


p
085
086
105
106
107
108
127
128
129

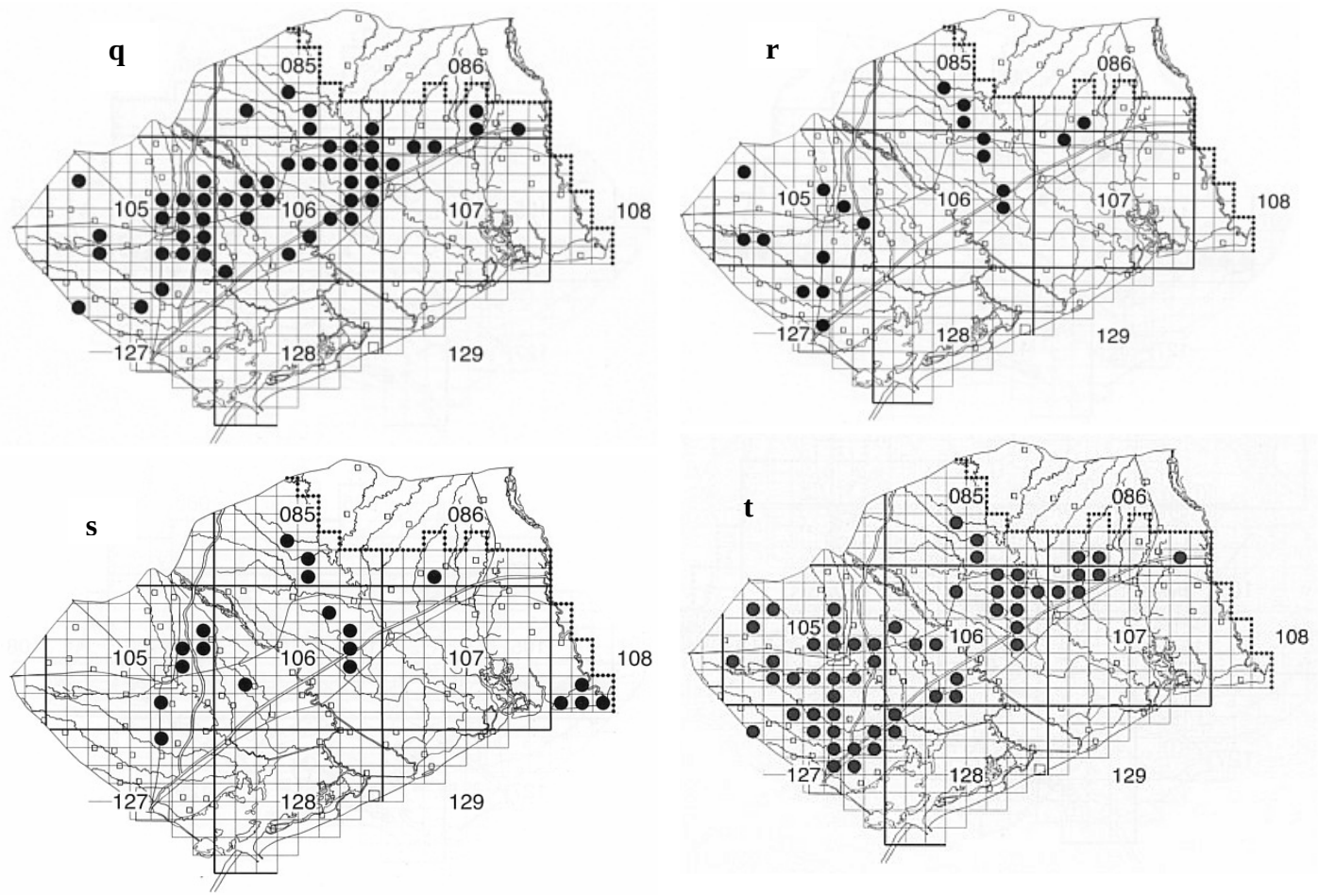


Fig. E.3 – A *Allium ursinum*; B *Anemone nemorosa*; C *Cephalanthera damasonium*; D *Colchicum autumnale*; E *Euphorbia amygdaloides*; F *Galanthus nivalis*; G *Hepatica nobilis*; H *Iris foetidissima*; I *Leucojum vernum*; L *Lilium martagon*; M *Listera ovata*; N *Lonicera xylosteum*; O *Maianthemum bifolium*; P *Polygonatum multiflorum*; Q *Primula vulgaris*; R *Pulmonaria officinalis*; S *Ruscus aculeatus*; T *Vinca minor*. (*ibid*.; p.62 ss., modif.)

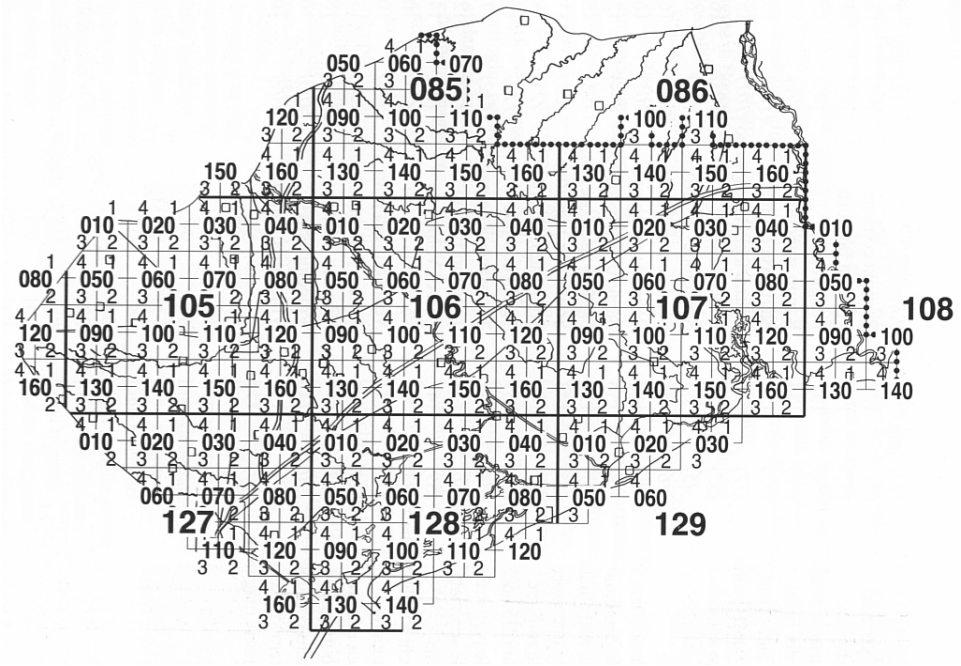


Fig. E.4 – Schema cartografico dell'area con quadri d'unione 1:50000 ed elementi in scala 1:5000. (*ibid.*, p.206, modif.)

APPENDICE F

Elenco delle specie rilevate

Nella seguente tabella sono elencate tutte le specie rinvenute durante la fase di raccolta dei dati con le relative frequenze nelle siepi e nei boschi campionati.

Tab. F.1 – Frequenze (%) di tutte le specie rinvenute nelle siepi e/o nei boschi. I rilevamenti nei boschi sono distinti in aree, ove è stato eseguito un rilevamento di presenza o assenza, e in transetti ove è stato eseguito un rilevamento analogo a quello eseguito nelle siepi, ma lungo 30 m invece che 90 m.

	Siepi collegate (n = 16)	Siepi isolate (n=6)	Boschi aree (n=8)	Boschi transetti (n=8)
Strato erbaceo				
Aegopodyum podagraria	6	0	14	7
Agropyron repens	13	29	0	0
Agrostis stolonifera	17	0	7	7
Ajuga reptans	6	0	14	0
Alisma plantago-aquatica	0	14	0	0
Alliaria petiolata	0	14	7	0
Allium oleraceum	36	43	14	7
Allium ursinum	0	0	7	0
Alopecurus pratensis	6	14	0	0
Ambrosia artemisiifolia	6	0	7	7
Anemone nemorosa	72	29	79	79
Arabidopsis thaliana	0	0	7	7
Arctium minus	13	0	0	0
Aristolochia clematitis	6	0	0	0
Aristolochia rotunda	6	14	0	0
Artemisia verlotiorum	6	0	0	0
Artemisia vulgaris	6	14	0	0
Arum maculatum	49	29	71	57
Asarum europaeum	13	0	14	0
Asparagus tenuifolius	13	14	21	7
Avena fatua	6	0	0	0
Avenula pubescens	4	0	7	0
Berula erecta	13	0	7	0
Bidens frondosa	19	29	14	14
Brachypodium pinnatum	31	14	0	0
Brachypodium sylvaticum	6	29	29	0
Bromus hordeaceus	11	0	0	0
Bromus sterilis	30	29	7	7
Bromus tectorum	4	0	0	0
Bryonia dioica	41	57	7	0
Calamagostris epigejos	0	0	14	0
Calamintha nepeta	0	0	7	0
Caltha palustris	13	0	7	0
Calystegia sepium	53	71	14	7
Campanula trachelium	6	0	0	0
Cardamine amara	10	0	7	0
Carex acutiformis	19	29	7	7
Carex elata	0	0	7	7
Carex flacca	6	0	0	0

	Siepi collegate (n = 16)	Siepi isolate (n=6)	Boschi aree (n=8)	Boschi transetti (n=8)
Carex gracilis	4	29	0	0
Carex hirta	19	29	0	0
Carex pendula	6	14	14	14
Carex remota	13	0	7	0
Carex riparia	18	14	7	0
Carex sylvatica	6	0	0	0
Carex umbrosa	10	0	0	0
Centaurea nigra	6	0	0	0
Centaurea nigrescens	6	0	0	0
Cephalanthera damasonium	31	0	0	0
Chelidonium majus	6	0	0	0
Circaea lutetiana	0	0	7	7
Cirsium vulgare	6	0	0	0
Clematis flammula	6	0	0	0
Clematis vitalba	13	0	0	0
Clematis viticella	18	29	14	0
Convolvulus arvensis	6	0	0	0
Crepis vesicaria s.l.	6	0	0	0
Dactylis glomerata	19	14	29	14
Daucus carota	5	0	0	0
Eleocharis palustris	11	0	0	0
Equisetum telmateja	35	43	43	21
Erigeron annuus	31	0	14	0
Eupatorium cannabinum	6	0	7	7
Euphorbia dulcis	13	14	43	21
Festuca pratensis	6	0	0	0
Festuca rubra	19	0	0	0
Filipendula ulmaria	23	14	14	7
Fragaria vesca	35	14	36	7
Galium album	31	14	7	0
Galium aparine	35	57	29	7
Galium palustre	6	0	0	0
Galium verum	0	0	7	0
Geranium dissectum	6	0	0	0
Geum urbanum	43	43	43	36
Glechoma hederacea	29	14	43	14
Hepatica nobilis	0	0	7	7
Heracleum sphondylium	0	0	14	0
Hordeum murinum	6	14	0	0
Humulus lupulus	29	71	21	7
Inula salicina	6	0	0	0
Iris foetidissima	36	0	36	29
Iris pseudacorus	31	29	29	21
Juncus effusus	6	14	0	0
Lamium amplexicaule	0	0	7	0
Lamium orvala	54	71	57	50
Lamium purpureum	11	14	0	0
Lathyrus pratensis	6	0	0	0
Lemna minor	6	14	7	0
Leucojum aestivum	6	14	0	0
Lolium multiflorum	4	0	0	0
Lolium perenne	29	0	14	0

	Siepi collegate (n = 16)	Siepi isolate (n=6)	Boschi aree (n=8)	Boschi transetti (n=8)
Lycopus europaeus	13	14	0	0
Lysimachia nummularia	6	0	7	7
Lysimachia vulgaris	23	0	0	0
Lythrum salicaria	19	29	7	7
Malva sylvestris	6	0	0	0
Melampyrum pratense	0	0	14	14
Melica nutans	0	0	7	0
Mentha longifolia	6	0	0	0
Mercurialis perennis	6	0	7	7
Muscari comosum	0	14	0	0
Myosotis scorpioides	13	0	7	0
Nasturtium officinale	0	0	7	0
Orchis purpurea	0	0	14	0
Ornithogalum umbellatum	0	14	0	0
Oxalis corniculata	44	29	7	0
Papaver rhoeas	6	0	0	0
Parietaria officinalis	29	43	21	21
Parnassia palustris	13	0	0	0
Partenocissus quinquefolia	0	14	0	0
Peucedanum oreoselinum	6	0	0	0
Peucedanum palustre	6	14	0	0
Phleum pratense	6	0	0	0
Phragmites australis	6	14	0	0
Plantago lanceolata	6	0	0	0
Plantago major	6	0	0	0
Poa trivialis	41	57	0	0
Polygonatum multiflorum	59	29	93	57
Polygonum hydropiper	19	0	14	7
Potentilla recta	6	0	0	0
Potentilla reptans	19	0	0	0
Primula vulgaris	0	0	14	0
Pulmonaria officinalis	13	0	29	7
Ranunculus acris	6	14	7	0
Ranunculus auricomus	0	0	7	7
Ranunculus bulbosus	19	0	14	0
Ranunculus ficaria	11	14	50	50
Ranunculus lanuginosus	5	0	14	14
Ruscus aculeatus	13	0	21	14
Sanguisorba minor	6	0	0	0
Scirpus sylvaticus	6	0	0	0
Scrophularia nodosa	6	0	7	0
Scrophularia umbrosa	6	14	0	0
Scutellaria galericulata	6	0	0	0
Silene alba	25	57	21	7
Silene dioica	6	14	0	7
Silene vulgaris	6	0	7	0
Solanum dulcamara	29	14	7	0
Solanum nigrum	13	0	21	14
Sonchus asper	6	0	14	14
Sorghum halepense	6	0	0	0
Stellaria media	0	14	0	0
Symphytum officinale	0	14	0	0

	Siepi collegate (n = 16)	Siepi isolate (n=6)	Boschi aree (n=8)	Boschi transetti (n=8)
Symphytum tuberosum	13	0	21	0
Tamus communis	78	57	86	64
Taraxacum officinale	24	14	0	0
Thalictrum lucidum	6	14	0	0
Thelypteris palustris	0	0	7	7
Thyphoides arundinacea	13	29	0	0
Trifolium repens	13	0	0	0
Trisetum flavescens	6	0	0	0
Typha latifolia	6	0	0	0
Urtica dioica	23	29	29	7
Valeriana officinalis	25	0	7	0
Veronica chamaedrys	6	0	0	0
Viburnum lantana	0	14	0	0
Vicia sativa	13	0	0	0
Vinca minor	43	14	71	57
Vincetoxicum hirundinaria	6	14	14	7
Viola alba	13	0	7	7
Viola hirta	25	14	21	7
Viola mirabilis	0	14	0	0
Viola odorata	25	29	43	21
Viola reichenbachiana	67	14	79	64
Strato arbustivo				
Cornus mas	13	0	7	0
Cornus sanguinea	91	100	50	21
Corylus avellana	48	43	50	29
Euonymus europaeus	97	71	64	36
Euonymus latifolia	6	0	7	7
Frangula alnus	10	14	0	0
Hedera helix	97	86	100	100
Ligustrum cfr. japonicum	31	0	36	21
Ligustrum vulgare	80	57	64	21
Lonicera caprifolium	49	43	71	36
Lonicera xylosteum	19	0	7	7
Prunus laurocerasus	25	0	0	0
Prunus spinosa	72	57	64	50
Rhamnus catharticus	6	0	14	0
Rosa arvensis	0	0	7	7
Rosa canina ∫	38	14	7	7
Rosa gallica	11	14	0	0
Rubus spp.	97	100	100	86
Salix cinerea	6	0	7	0
Salix triandra	6	0	0	0
Sambucus nigra	84	86	100	86
Syringa vulgaris	6	0	0	0
Viburnum opulus	23	14	14	7
Strato arboreo				
Acer campestre	97	100	86	93
Acer negando	10	14	7	7
Acer pseudoplatanus	25	0	21	21
Aesculus hippocastanum	6	0	14	7
Alnus glutinosa	23	29	21	21
Carpinus betulus	49	14	79	64

	Siepi collegate (n = 16)	Siepi isolate (n=6)	Boschi aree (n=8)	Boschi transetti (n=8)
Celtis australis	44	0	36	14
Crataegus monogyna	61	57	86	50
Ficus carica	6	0	14	7
Fraxinus excelsior	6	0	0	0
Fraxinus ornus	19	14	21	14
Ginkgo biloba	0	0	7	0
Ilex aquifolium	6	14	7	0
Ilex sp.	31	0	36	21
Juglans regia	0	29	14	0
Laurus nobilis	36	43	43	29
Malus sylvestris	6	14	0	0
Morus alba	13	0	21	7
Morus nigra	6	0	14	0
Ostrya carpinifolia	6	0	7	7
Platanus hybrida	50	29	14	7
Populus alba	0	0	7	7
Populus nigra	31	29	29	14
Prunus avium	66	29	57	50
Prunus padus	0	0	0	0
Prunus serotina	13	0	21	7
Pyrus pyraster	6	0	21	0
Quercus petraea	6	0	7	0
Quercus pubescens	6	0	7	7
Quercus robur	61	71	93	71
Robinia pseudacacia	78	86	50	36
Salix alba	19	57	29	14
Taxus baccata	31	0	36	21
Tilia platyphyllos	13	0	21	21
Ulmus minor	84	71	64	50