

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI TORINO
FACOLTÀ DI AGRARIA

CORSO DI LAUREA IN
SCIENZE FORESTALI E AMBIENTALI

Tesi di Laurea

**Valutazione dello *Stand density index* in
popolamenti di abete bianco (*Abies alba* Mill.)
in provincia di Cuneo.**

Relatore: Prof. Renzo Motta

Co-relatore: Dott. Emanuele Lingua

Candidato: Giorgio Vacchiano

Anno accademico 2002-2003

Si ringraziano per la gentile collaborazione IPLA S.p.A. e il dott. Franco Gottero, il dott. Emanuele Lingua, la dott.ssa Roberta Berretti, il dott. Danilo Godone, la dott.ssa Michela Costanzo. Un ringraziamento particolare va inoltre ai miei familiari, a Luigi e Maria Grazia, a Davide, Alessandro, Gabriele, Lorenzo, Paolo ed Enrico, a Luigi per aver condiviso con me in molti modi la realizzazione di questo lavoro; a Marco e Giampiero Ventura per avermi indicato la strada, a Sergio Rondinara e Daniele Hosmer per aver dato un'anima ai miei studi. A te, Alberta, per questo nuovo "mattoncino" un grazie di tutto cuore.

Indice

1. Introduzione	2
2. La struttura dei popolamenti forestali	3
3. Densità e competizione	8
4. Misure di densità	18
5. L'autodiradamento	34
6. Lo <i>Stand density index</i>	62
6.1 Definizione e modelli matematici	62
6.2 Applicazioni selvicolturali ed ecologiche	85
7. L'abete bianco	102
7.1 Caratteristiche della specie	102
7.2 L'abete bianco in Piemonte	108
7.3 L'abete bianco in provincia di Cuneo: il caso della Valle Pesio	115
8. Materiali e metodi	121
9. Risultati	147
10. Discussione dei risultati	173
11. Conclusioni	182
12. Bibliografia	186
Allegati	208
Allegato 1. Scheda per il rilievo di campagna	208
Allegato 2. Allegati cartografici	210
<i>Abstract</i>	211
Tirocinio pratico-applicativo: relazione conclusiva	214

1. Introduzione

Le comunità vegetali possono essere descritte secondo diverse caratteristiche: struttura, composizione specifica, stadio evolutivo, biomassa, processi funzionali. La struttura è il carattere principale che descrive i popolamenti vegetali; la sua conoscenza è utile per la comprensione delle relazioni tra le popolazioni e delle modalità con cui esse si ripartiscono le risorse.

La densità rappresenta un elemento fondamentale per la formazione della struttura e per lo sviluppo dei popolamenti forestali; poiché una gestione efficiente richiede un'attenta regolazione della densità, quest'ultima deve essere descritta quantitativamente attraverso opportuni indici. La presente ricerca esamina le diverse misure di densità proposte in letteratura, facendo particolare riferimento allo *Stand density index* (Reineke, 1933). Le misure di densità relativa descrivono i popolamenti forestali confrontando la loro densità assoluta con un valore standard di riferimento o con condizioni che rispondono a un particolare obiettivo gestionale. L'obiettivo principale di questa ricerca è presentare il significato ecologico e selvicolturale che le misure di densità relativa – e in particolare lo *Stand density index* – possono assumere, apprezzandone l'effettiva applicabilità alla realtà selvicolturale italiana.

A questo scopo si realizza uno studio di carattere esplorativo per valutare lo *Stand density index* massimo in popolamenti di abete bianco (*Abies alba* Mill.) in provincia di Cuneo. Tale valore è quindi confrontato con lo *Stand density index* dei singoli popolamenti, così da valutare in ciascuno di essi la situazione strutturale ed evolutiva mediante il calcolo della densità relativa. Sono stati esaminati i diversi modelli proposti in letteratura per il calcolo dello *Stand density index*, con l'obiettivo di individuare la formulazione che meglio si adatta ai dati analizzati. Infine, la valutazione del significato ecologico e selvicolturale dello *Stand density index* è approfondita grazie alle informazioni contenute in un inventario forestale¹; ciò ha permesso di apprezzare la validità di questo strumento come descrittore delle dinamiche strutturali proprie dei popolamenti forestali.

¹ Le elaborazioni effettuate nella presente ricerca sono basate sulle informazioni prodotte nell'ambito degli studi per la pianificazione forestale territoriale realizzati dalla Regione Piemonte tramite IPLA S.p.A. con cofinanziamento fondi strutturali dell'Unione Europea.

2. La struttura dei popolamenti forestali

Per struttura si intende il modo con cui le diverse parti di una comunità (popolazioni o parti di esse) si distribuiscono nello spazio, nel tempo o si organizzano funzionalmente (Piussi, 1994); secondo Kimmins (1987), la struttura di una comunità vegetale si riferisce alla distribuzione verticale e all'organizzazione orizzontale delle piante. La struttura è, insieme alla connotazione tassonomica, il principale carattere che descrive i popolamenti vegetali. La sua formazione è influenzata da molti fattori: tra questi i più importanti sono i fattori ecologici, stagionali ed i disturbi biotici ed abiotici.

Le foreste sono sistemi tridimensionali la cui struttura biofisica gioca un ruolo principale nella funzionalità e diversità dell'ecosistema. La struttura forestale è ritenuta un prodotto delle dinamiche e dei processi biofisici forestali (Spies, 1998); a sua volta, la biodiversità in una foresta può essere considerata parzialmente un prodotto della struttura (Kerr, 1999).

La conoscenza della struttura è molto utile per la comprensione delle interrelazioni tra diverse popolazioni, ossia delle modalità con cui esse si ripartiscono le risorse. La struttura spaziale definisce l'organizzazione in senso verticale (struttura verticale o stratificazione) ed in senso orizzontale (struttura orizzontale o tessitura). Essa è strettamente legata alle forme biologiche delle specie presenti ed alla proporzione con cui gli individui le rappresentano (Piussi, 1994). Secondo Kimmins (1987), la struttura delle comunità vegetali è un elemento caratteristico di stazioni o regioni differenti; la struttura delle foreste boreali è diversa da quella delle foreste temperate di latifoglie decidue o delle foreste pluviali tropicali.

In una comunità forestale è possibile individuare una serie di strati, più o meno nettamente distinti tra loro, a diversa altezza dal suolo. Questa stratificazione deriva dalla compresenza di specie con diverse caratteristiche morfologiche ed esprime il modo di utilizzare l'energia luminosa da parte delle popolazioni vegetali e quindi i rapporti di competizione tra specie. Da questi dipendono l'accrescimento, il portamento e la produttività. In ogni strato è possibile individuare gruppi di piante, o "sinusie",

definite da Braun Blanquet (1932) come comunità naturali di specie che appartengono alla stessa forma biologica e che possiedono esigenze ecologiche uniformi.

Usualmente le chiome degli alberi formano una copertura più o meno continua, che tuttavia non sfrutta totalmente le risorse ambientali disponibili: in questo modo al di sotto delle chiome è possibile l'esistenza di altri organismi vegetali. La struttura verticale di una comunità condiziona la distribuzione verticale della radiazione solare, da cui dipende il bilancio energetico. Nei boschi sono spesso presenti uno strato arbustivo ed uno erbaceo, le cui densità sono inversamente proporzionali a quella delle chiome del piano arboreo. Esiste pure una stratificazione degli apparati radicali, che assicura un più equilibrato sfruttamento delle risorse del suolo. Le diverse forme degli apparati radicali rappresentano, in effetti, un meccanismo adattivo di grande importanza per ridurre la competizione nei riguardi dell'acqua e delle sostanze nutritive tra popolazioni diverse.

Gran parte degli strati può essere ulteriormente suddivisa in base all'altezza. Nella descrizione delle comunità vegetali, gli ecologi distinguono spesso strati di secondo livello (*sublayers*) sia nel piano arboreo che in quello arbustivo. Lo strato arboreo viene talvolta suddiviso in base allo stato di competizione delle chiome, distinguendo piante dominanti, codominanti, intermedie o dominate; queste classi vengono utilizzate per descrivere i popolamenti forestali e per fornire indicazioni selvicolturali (Kimmins, 1987; Daniel, Helms e Baker, 1979). Inoltre, le piante che occupano un particolare strato dimostrano capacità di adattamento alle differenti condizioni ambientali cui sono sottoposte; il numero di strati in una comunità vegetale riflette i caratteri dell'ambiente fisico (Kimmins, 1987). I cambiamenti strutturali che si osservano lungo i gradienti ambientali si manifestano in combinazioni specifiche di forme di crescita in corrispondenza di punti differenti del gradiente.

La struttura orizzontale (o tessitura) può assumere caratteristiche diverse all'interno di una popolazione, ed in comunità costituite da numerose popolazioni risulta assai più complessa della struttura verticale. Per quanto riguarda lo strato arboreo, la combinazione nello spazio di popolazioni diverse dà origine a vari tipi di mescolanza. Tuttavia, anche ad uno strato arboreo più uniforme può corrispondere una vasta gamma di situazioni diverse negli strati inferiori: gli arbusti ed ancor più le erbe

ed i muschi riflettono facilmente differenze di ambiente edafico a scala di dettaglio, come affioramenti rocciosi, diversa disponibilità di acqua o di sostanze nutritive (Piusi, 1994). In pratica, mentre la componente arborea è influenzata dalle variazioni macroclimatiche, l'ambiente di sottobosco subisce maggiormente le influenze del microclima.

La distribuzione può essere fortemente legata ai meccanismi di propagazione; le modalità di disseminazione delle singole specie possono condizionare il tipo di mescolanza. Inoltre, le vicende subite dai singoli individui di una comunità, in particolare gli sconvolgimenti provocati dalla morte e dal crollo di piante di grandi dimensioni, possono modificare localmente le condizioni ambientali e condizionare la tessitura della comunità: un maggior afflusso di luce e di calore ed una maggiore disponibilità di acqua favoriscono la comparsa di nuove specie, la cui distribuzione spaziale è quindi legata alla storia della cenosi. Nei boschi sottoposti ad utilizzazioni regolari, i tagli effettuati suscitano gli stessi effetti.

Infine è possibile identificare in un popolamento una struttura temporale (Piusi, 1994). Le varie popolazioni sviluppano nel corso dell'anno attività diverse: periodi di riposo si alternano a periodi di attività, durante i quali hanno luogo i più importanti processi biologici. Nella maggior parte dei vegetali delle medie ed elevate latitudini si verifica una netta distinzione tra un periodo di riposo invernale ed un periodo di attività estiva che coincide con il massimo di produzione e con la riproduzione. I diversi processi acquistano un significato nel contesto della comunità – e quindi rappresentano elementi di una struttura – in quanto consentono uno sfruttamento più prolungato nel tempo delle risorse dell'ambiente.

Un'importante espressione dei meccanismi biologici propri degli organismi vegetali, che non hanno la possibilità di spostarsi per evitare un ambiente ostile o letale, è dato dalla scalarità con cui si verificano i fenomeni legati allo sviluppo. La dormienza del seme rappresenta un caso classico: allo stato dormiente il seme supera la stagione avversa ed inizia la germinazione allorché le condizioni ambientali sono propizie, cioè quando aumentano le possibilità di sopravvivenza delle plantule. La scalarità della germinazione rappresenta un prezioso meccanismo per sfuggire a condizioni avverse non prevedibili, come le gelate tardive, che possono colpire i primi semi germinati, o

condizioni di aridità che invece danneggiano gli ultimi. Un significato analogo possiedono l'entrata in vegetazione delle gemme degli alberi, che ha sempre luogo con scalarità più o meno marcata, oppure gli episodi di fioritura e di fecondazione del fiore.

La fenologia studia la distribuzione nel tempo dei principali fenomeni biologici quali, nei vegetali, l'apertura delle gemme, la fioritura, la fruttificazione, la caduta delle foglie. Attraverso la fenologia è possibile conoscere il ritmo di sviluppo di una singola specie (autofenologia); il confronto con le fenofasi di specie differenti permette di definire il ritmo biologico di una comunità vegetale (sinfenologia) e quindi di ricercare una correlazione tra l'andamento dei fenomeni fenologici all'interno della comunità vegetale e la sua struttura spaziale (Piussi, 1994). Inoltre ogni nuovo evento fenologico, secondo Lieth (1970), può essere considerato in termini di disponibilità di fonti energetiche nell'ecosistema per un differente gruppo di consumatori; in tal modo è anche possibile esaminare le interazioni tra gruppi di organismi della stessa comunità per quanto riguarda i rapporti trofici.

L'analisi della struttura ha come base lo studio di alcune caratteristiche fondamentali dei popolamenti forestali quali la distribuzione spaziale, la struttura per età, la natalità, la mortalità, la crescita della popolazione e la regolazione della densità. Questi caratteri sono comuni allo studio di tutte le popolazioni di esseri viventi, poiché possono fornire una descrizione dettagliata della situazione attuale e indicazioni utili a ricostruire situazioni passate o ipotizzare scenari futuri. Densità, distribuzione spaziale e struttura per età costituiscono caratteri statici, che cioè rappresentano la situazione del popolamento nel momento in cui sono rilevati; natalità, mortalità e crescita sono invece caratteristiche dinamiche, che possono fornire indicazioni sul futuro del popolamento (Piussi, 1994).

La struttura dei popolamenti forestali è soggetta a forti variazioni nello spazio e nel tempo. L'alternarsi delle specie dominanti e i cambiamenti della struttura non rappresentano il risultato di leggi rigide cui i popolamenti devono sottostare, ma sono semplicemente l'espressione delle diverse interazioni tra le piante. Diversi studiosi hanno elaborato modelli di sviluppo con cui descrivere schematicamente le fasi di un ciclo di crescita indisturbata dei popolamenti forestali (Oliver, 1981; Oliver e Larson, 1996). La durata complessiva del ciclo e le caratteristiche e la lunghezza dei singoli

stadi dipendono dalle condizioni stazionali, dal tipo di popolamento e di disturbi naturali che agiscono localmente o su scala regionale (Leibundgut, 1982). Nelle foreste naturali alpine i tempi necessari al completamento di un ciclo completo sono di diversi secoli (Dotta e Motta, 2000). Al susseguirsi delle diverse fasi si accompagna spesso anche il succedersi di diverse specie vegetali: quelle pioniere nei primi stadi (che possono durare alcuni decenni), quelle definitive nelle fasi più mature.

Nelle popolazioni forestali, la crescita è rappresentata non solamente dal rapporto fra natalità e mortalità, ma anche dalla crescita dimensionale degli individui. In una stazione poco fertile il numero di individui, a parità di età, può essere maggiore di quello rilevato in una stazione più fertile, mentre le dimensioni degli individui possono essere assai meno sviluppate. È questo l'aspetto più congruo con lo studio dinamico del popolamento.

3. Densità e competizione

Nello studio dei rapporti che si instaurano tra una popolazione e l'ambiente circostante, la densità rappresenta uno dei fattori più importanti, intendendo con il termine "densità" la consistenza numerica della popolazione riferita a un determinato spazio (Piuksi, 1994).

La densità può variare in relazione all'andamento climatico stagionale, alle condizioni meteorologiche, ai cambiamenti nella disponibilità di risorse alimentari. Le piante arboree tendono a conservare la densità raggiunta al termine della loro fase di crescita; quest'ultima assume un tipico andamento logistico. È rara, tuttavia, la situazione in cui tale valore rimane rigorosamente costante e in genere si possono osservare delle fluttuazioni. Nel caso degli ecosistemi forestali, la regolazione della densità delle popolazioni è stata oggetto di differenti ipotesi; tale regolazione avviene mediante processi diversi a seconda del tipo di popolazione, della stagione occupata e della fase vitale (Piuksi, 1994). I differenti processi possono essere raggruppati in relazione alla loro dipendenza dalla densità della popolazione: si parla di processi dipendenti dalla densità quando la disponibilità di una risorsa è limitata e quindi controlla la crescita della popolazione. È questo il caso della concorrenza intraspecifica ed interspecifica nei riguardi delle risorse ambientali, della predazione, del parassitismo. I processi non dipendenti dalla densità riguardano invece le fluttuazioni che dipendono da cause estrinseche alle popolazioni, come le condizioni climatiche, edafiche o comunque i fattori ambientali nel loro complesso. In definitiva, la densità di una popolazione è condizionata dal rapporto che si stabilisce tra la popolazione stessa e l'ambiente circostante, modificato o meno da altre popolazioni eventualmente presenti.

Le piante interagiscono sia con individui della stessa specie sia con piante di altre specie presenti nelle loro immediate vicinanze; queste interazioni vanno dall'antagonismo (come nel caso della competizione) al mutualismo (come avviene nel caso della micorrizia). In una comunità vegetale, la competizione per l'utilizzo delle risorse tra gli individui e le specie è di primaria importanza e costituisce la legge di relazione dominante (Tansley, 1920). Essa consiste in una forma di interazione negativa tra individui di una stessa popolazione e tra popolazioni o specie differenti, che si

estrinseca nelle dinamiche relative allo sfruttamento di risorse o all'acquisizione di una struttura da parte degli individui. Secondo Zedaker (1982) la competizione è il risultato della densità e della dimensione delle piante rispetto alle risorse disponibili. Curtis (1970) ha descritto la competizione nei popolamenti forestali come il fenomeno che si verifica quando le risorse della stazione disponibili per l'individuo sono ridotte, e lo sviluppo dei singoli è modificato dalla presenza di altri individui della stessa popolazione. Grime (1979) ha specificato che la competizione è la tendenza delle piante vicine tra loro ad utilizzare la stessa quantità di luce, nutrienti, acqua e spazio.

La competizione per le risorse può determinare la presenza, assenza, o abbondanza delle specie in una comunità, definirne la disposizione spaziale e delinearne la struttura. Quando ad esempio la competizione per le risorse aumenta, risulta più elevata la suscettibilità ai fattori di mortalità, aumenta il tempo per raggiungere la maturità riproduttiva, diminuiscono l'accrescimento degli individui e la frequenza e intensità della produzione di semi vitali, con conseguenze sulle generazioni successive (Pyke e Archer, 1991).

Secondo Begon et al. (1990), esistono alcune caratteristiche comuni ai diversi casi di competizione intraspecifica. La prima caratteristica è il fatto che l'effetto finale della competizione è una diminuzione del contributo alla generazione successiva, una diminuzione, cioè, rispetto a quanto sarebbe accaduto se non ci fossero stati competitori. La competizione intraspecifica determina una diminuzione della velocità di assunzione delle risorse pro capite, forse una diminuzione dei tassi di accrescimento o di sviluppo individuale, o una diminuzione delle quantità di riserve accumulate. Questi effetti possono determinare, a loro volta, una diminuzione della sopravvivenza o della fecondità. La seconda caratteristica della competizione interspecifica è il fatto che la disponibilità della risorsa per cui gli individui competono deve essere limitata. In molti casi, gli individui che competono non interagiscono tra loro direttamente; invece, essi rispondono al livello di una risorsa ridotto dalla presenza e dall'attività di altri individui.

La terza caratteristica della competizione interspecifica è il fatto che gli individui in competizione non sono in realtà del tutto equivalenti. Poiché appartengono alla stessa specie essi hanno in comune molte caratteristiche fondamentali, usano presumibilmente risorse simili che reagiscono nello stesso modo alle condizioni ambientali. Tuttavia,

esistono molte occasioni in cui la competizione interspecifica è unilaterale, poiché differenze ereditarie tra individui possono alterare la reciprocità dell'interazione competitiva. Per questo motivo, l'effetto finale della competizione su individui diversi è spesso variabile. I competitori deboli possono portare soltanto un piccolo contributo alla generazione successiva, o non portarne alcuno, mentre il contributo dei competitori forti può venire influenzato soltanto in misura trascurabile. In altre parole, benché l'effetto finale della competizione sia una diminuzione della produzione riproduttiva, ciò non significa sempre una diminuzione della *fitness* individuale (cioè del contributo relativo), specialmente non nel caso dei competitori più forti. Si realizza così una concorrenza intraspecifica asimmetrica, fenomeno assai comune dal momento che le differenze dovute al patrimonio genetico, alla data di nascita, alle condizioni microambientali o infine ad eventi accidentali si manifestano pressoché in ogni situazione. L'effetto è tanto maggiore quanto più numerosi sono i concorrenti: ancora una volta si vede come esso sia dipendente dalla densità.

Infine, la quarta caratteristica della competizione intraspecifica è il fatto che il suo probabile effetto su qualsiasi individuo è tanto più intenso quanto più numerosi sono i competitori. Gli effetti della competizione intraspecifica sono detti perciò dipendenti dalla densità (Begon et al., 1990). Naturalmente, l'intensità della competizione intraspecifica sperimentata da un individuo non è determinata in realtà dalla densità della popolazione nel suo insieme; invece, un individuo è influenzato dalla misura in cui i suoi vicini immediati gli si affollano intorno inibendolo, e ciò vale in particolare per le piante e gli altri organismi sessili. Al crescere della densità, cresce il livello tipico di affollamento. Però, se la densità varia entro la popolazione, molti individui saranno soggetti a livelli di affollamento lungi dall'essere tipici. La densità è perciò un'astrazione che vale per la popolazione nel suo insieme, ma non necessariamente per ogni individuo al suo interno.

La concorrenza diventa percettibile ed efficace quando la popolazione si accresce oltre una soglia determinata ed è quindi chiaramente dipendente dalla densità (Piusi, 1994). Nel valutare il grado di concorrenza occorre considerare anche il tipo di distribuzione spaziale, in conseguenza del quale lo spazio disponibile per i singoli individui può variare notevolmente all'interno della medesima popolazione. La concorrenza, oltre a ridurre il numero di individui, agisce anche sulle loro dimensioni.

Queste non sono solamente determinate dalle condizioni di partenza, dai caratteri genetici, dal periodo trascorso dalla nascita, ma anche dalla competizione per le risorse esercitata dagli altri organismi della popolazione. Inoltre, qualora venga a crearsi una differenziazione sociale, gli individui che maggiormente subiscono la concorrenza non solo sono più piccoli, ma hanno anche un minore successo riproduttivo. Se poi il grado di competizione si fa intenso, sono più facilmente soggetti a mortalità.

Il rapporto di tipo antagonistico a livello di popolazione è un elemento molto importante nel controllo della densità, in quanto riflette la competizione nell'accesso alle risorse dell'ambiente. Per lo stesso motivo, esso riveste un ruolo determinante anche nell'assetto strutturale della comunità nel suo complesso. La concorrenza interspecifica deriva dalla competizione da parte di individui appartenenti a specie diverse per una o più risorse che si trovano in quantità limitata (Piusi, 1994). In questo caso, gli individui appartenenti ad una popolazione sfruttano le risorse di un ambiente in modo tale da influire negativamente su natalità, sopravvivenza ed accrescimento degli individui che formano la popolazione di un'altra specie. Allorché si sviluppa una concorrenza interspecifica, il risultato può essere l'estinzione di una o di entrambe le specie oppure, quando le esigenze delle singole specie differiscono in parte, il risultato può essere la coesistenza.

L'essenza della competizione interspecifica è il fatto che individui di una specie subiscano una riduzione della fecondità, della sopravvivenza o dell'accrescimento ad opera di individui di un'altra specie. Come nel caso della competizione intraspecifica, si può stabilire una distinzione fondamentale fra competizione per interferenza e competizione per sfruttamento (Begon et al., 1990). Nella competizione per sfruttamento, gli individui interagiscono fra loro indirettamente rispondendo al livello di una risorsa che è stata parzialmente utilizzata dall'attività dei competitori. Quando la competizione interspecifica implica lo sfruttamento di una risorsa, una specie consuma tale risorsa facendola scendere ad un livello a cui vengono influenzati l'accrescimento, la riproduzione o la sopravvivenza dell'altra specie.

La competizione interspecifica, come quella intraspecifica, è inoltre altamente asimmetrica: spesso le conseguenze non sono le stesse per entrambe le specie coinvolte. È il caso delle specie erbacee del sottobosco, che sottostanno all'azione concorrenziale

per le risorse, ed in particolare per la luce, esercitata dalle specie arboree ed arbustive sovrastanti. Oltre a ciò, quando una prima popolazione riduce la disponibilità di una risorsa ai danni di una seconda popolazione, essa può impedirle l'accesso ad altre risorse, esercitando così una forma di competizione indiretta.

Le piante rispondono allo stress indotto dalla densità, cioè alla competizione, attraverso due meccanismi di *feedback* negativo: la plasticità e la mortalità (Harper, 1977). La plasticità si riferisce all'abilità di una pianta di alterare il proprio tasso di crescita e la propria morfologia come reazione ai cambiamenti nel suo ambiente immediato. A fianco dell'inibizione della crescita, la competizione suscita infatti il fenomeno dell'adattamento fenotipico, che risponde alla necessità dell'organismo di ridistribuire i suoi sforzi per contrastare la scarsità delle risorse. L'adattamento è una componente dinamica della competizione e come tale deve essere incluso nella definizione del fenomeno competitivo e nella sua modellizzazione. Grime et al. (1986) considerano la plasticità come parte di un processo attivo di nutrimento, attraverso il quale le piante cercano di localizzare le foglie e le radici funzionali nelle zone ricche di risorse del loro ambiente circostante. La mortalità ha luogo quando l'abilità di una pianta di compensare lo stress competitivo attraverso una risposta plastica è superata (Hutchings e Budd, 1981a).

Contrariamente ai fattori climatici e stagionali, la densità può essere facilmente ed efficacemente controllata. La regolazione della densità per ridurre la concorrenza tra individui è l'elemento fondamentale delle principali operazioni selvicolturali. Controllando la densità, è possibile conseguire obiettivi inerenti la composizione specifica, l'accrescimento dei singoli individui, la produzione complessiva di volume, la forma e qualità del fusto, la stabilità meccanica e fisiologica dei popolamenti (Daniel, Helms e Baker, 1979). La manipolazione della densità è particolarmente utile per agire sulla struttura del popolamento, come nei diradamenti o nei tagli di rinnovazione che trasferiscono la crescita alla porzione di rinnovazione del popolamento stesso (Rice, Woods e Anderson, 1998). Dipendono dalla densità anche molte delle funzioni ecologiche dei popolamenti forestali, come la qualità degli habitat per la fauna selvatica, il pericolo e le dinamiche di incendio, la struttura e composizione del piano dominato formato da alberi, arbusti ed erbe.

In natura si possono individuare un limite superiore e inferiore di densità entro cui una popolazione può mantenersi per un tempo indefinito (Piusi, 1994). Una densità eccessiva determina la morte di una parte degli individui a causa dell'insufficienza delle risorse disponibili, mentre una densità troppo ridotta può rendere impossibile la riproduzione in seguito a difficoltà di fecondazione e a condizioni microambientali sfavorevoli alla nascita e all'accrescimento degli organismi. Drew e Flewelling (1977, 1979) definiscono la densità massima come la densità a cui un popolamento incorre in una mortalità sostanziale e continua indotta dalla competizione. Questo implica una barriera naturale oltre la quale i popolamenti non possono crescere, che rappresenta una base utile per programmare le strategie selvicolturali.

Il processo di competizione non viene misurato direttamente. La presenza e l'intensità della competizione si desumono da attributi del popolamento nel suo insieme, da quelli dei singoli alberi misurati in popolazioni cresciute sotto densità e condizioni stazionali differenti e dal modo in cui questi attributi cambiano nel tempo. La densità è un attributo misurabile del popolamento e può descrivere l'intensità della competizione tra gli alberi per le risorse ambientali. A densità maggiori, i tassi di crescita dei singoli alberi diminuiscono poiché ci sono più alberi che competono per le limitate risorse della stazione. Gli effetti indotti dalla densità sono ritenuti la manifestazione della competizione tra le singole piante.

Negli ultimi due secoli è stata prodotta in Europa un'ampia letteratura inerente la relazione tra densità, crescita e produttività nei popolamenti forestali (Assmann, 1970). In base al modello grafico del norvegese Langsaeter (1941), tradotto in inglese da Braathe (1957), l'incremento annuo in volume per unità di superficie aumenta con la densità a bassi livelli di competizione, quindi rimane costante per un ampio *range* di densità e infine diminuisce in popolamenti sovraffollati. Tuttavia, la curva di Langsaeter indica solamente la forma complessiva della relazione densità-crescita: egli non fornì alcuna espressione analitica di tale relazione, né quantificò il suo grado di curvatura o i punti di transizione tra i cinque diversi "tipi di densità" da lui ipotizzati.

La competizione intraspecifica determina aumenti dipendenti della densità del tasso di mortalità e diminuzioni dipendenti dalla densità del tasso di natalità; questi effetti possono sottocompensare, sovracompensare o compensare esattamente gli

aumenti della densità stessa (Begon et al., 1990). Nelle popolazioni di organismi unitari, i tassi di sviluppo e di accrescimento sono comunemente influenzati dalla competizione intraspecifica, e ciò produce effetti dipendenti dalla densità sulla composizione di una popolazione. La competizione intraspecifica tende perciò a regolare l'ammontare delle popolazioni, con il tasso netto di accrescimento della popolazione che raggiunge il valore massimo a densità intermedie al di sotto della capacità portante; ciò può condurre alla curva sigmoide di accrescimento della popolazione. Spesso inoltre, sebbene l'ammontare numerico di una popolazione sia regolato soltanto approssimativamente dalla competizione intraspecifica, la biomassa totale è regolata in modo ancora più preciso (Kira et al., 1953).

Tuttavia, benché tale competizione intraspecifica si manifesti in certi casi, ciò non accade nel caso di ogni popolazione; gli individui sono influenzati non soltanto da competitori interspecifici, ma anche da predatori, parassiti e prede, da competitori di altre specie e dai molti aspetti del loro ambiente fisico e chimico. Ognuno di questi fattori può sorpassare di importanza o oscurare gli effetti della competizione intraspecifica; oppure, l'effetto di questi fattori in uno stadio può ridurre la densità ad un livello notevolmente inferiore alla capacità portante per tutti gli stadi successivi. Ciononostante, la competizione intraspecifica influenza probabilmente la maggior parte delle popolazioni almeno durante uno stadio del loro ciclo biologico.

Secondo la definizione di densità fornita dallo *United States Department of Agriculture* (USDA Forest Service, 1985), con l'aumento del numero di individui in un popolamento si giunge ad un valore di densità che dà inizio alla competizione tra le piante, chiamato "soglia di competizione" o "densità-soglia" (Adlard, 1981). Questo punto corrisponde alla piena utilizzazione del sito: tutte le risorse per la crescita che la stazione può esprimere vengono sfruttate. L'incremento raggiunge il suo massimo negli individui liberi dalla competizione; l'accrescimento complessivo del popolamento aumenta con l'aumentare del numero di piante, ma ad un ritmo decrescente dal momento che la crescita individuale è ridotta dalla competizione. Oltre il punto di utilizzazione piena del sito, la crescita dei singoli diminuisce mentre la densità continua ad aumentare.

Benché lo sviluppo di un popolamento forestale sia un processo continuo, complesso e variabile in funzione delle condizioni iniziali, dei modelli ambientali, della mescolanza di specie e dei disturbi naturali, sono stati identificati alcuni modelli generali di sviluppo. Sebbene siano state elaborate diverse varianti (Carey e Curtis, 1996; Kerr, 1999), sono accettate generalmente alcune fasi standard, ben illustrate da Long e Smith (1984) per popolamenti puri coetanei (figura 3.1).

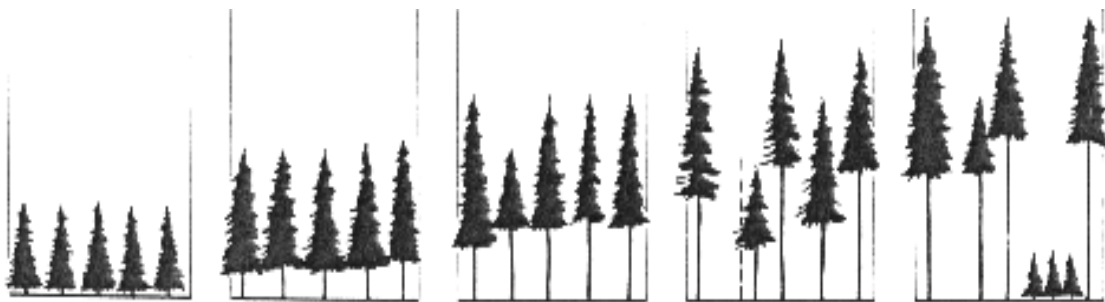


Figura 3.1 – Stadi di sviluppo in un popolamento coetaneo (da Long e Smith, 1984).

Lo stadio iniziale nello sviluppo di un popolamento è caratterizzato da alberi relativamente piccoli che crescono senza interazione competitiva; l'accrescimento in questa fase è solamente funzione di età, specie e fattori abiotici della stazione. Sebbene la crescita individuale possa essere ridotta da un fattore ambientale scarsamente disponibile, tale riduzione non è legata alla densità. Ne consegue che il sito non è pienamente occupato e le risorse che potrebbero rivelarsi limitanti in uno stadio di sviluppo successivo non sono al momento pienamente sfruttate. Nelle popolazioni naturali, questa fase è caratterizzata da un intenso insediamento di novellame e dal rapido sviluppo di erbe o arbusti (Oliver, 1980).

In seguito all'aumento dimensionale, gli alberi cominciano ad interagire tra loro. L'inizio dell'interazione competitiva coincide, per la maggior parte dei popolamenti forestali, con la chiusura delle chiome (Assmann, 1970); in questo stadio l'accrescimento individuale è ridotto rispetto a quanto avverrebbe in assenza di competizione intraspecifica. La vegetazione subordinata e l'insediamento del novellame sono poco o nulla rilevanti (Long e Turner, 1975; Oliver, 1980). L'età a cui l'interazione competitiva ha inizio è funzione della densità iniziale e dell'incremento degli individui, a sua volta determinato da specie, stazione e in qualche caso dalla

competizione interspecifica con la vegetazione subordinata. Ad alte densità iniziali, l'interazione competitiva tra alberi e la transizione alla seconda fase dello sviluppo si verificano quando il popolamento è relativamente giovane; a basse densità, l'interazione competitiva e la conseguente riduzione della crescita individuale sono più ritardate.

Ben presto, dopo l'inizio dell'interazione competitiva, il popolamento raggiunge la fase di piena occupazione del sito. La crescita degli alberi in questa fase è ulteriormente ridotta rispetto a quella potenziale; si osservano, come effetti della competizione, il verificarsi dell'autopotatura e un'accelerata differenziazione dimensionale tra gli individui della popolazione (Ford, 1975, 1982). Prima della fase più acuta di competizione intraspecifica, la distribuzione dimensionale del popolamento è vicina a quella normale; con il procedere della competizione i pochi individui che riescono a svilupparsi lo fanno a scapito di una percentuale di popolazione sempre maggiore, con il risultato di una distribuzione dimensionale con il valore massimo sempre più spostato verso i diametri più piccoli (Ford, 1975; Mohler et al., 1978). La gerarchizzazione delle chiome in classi sociali distinte è un corollario della differenziazione dimensionale (Hamilton, 1969).

Con il procedere dello sviluppo, gli alberi sottoposti iniziano a morire; sebbene possa verificarsi anche in fasi più precoci, la mortalità in questo stadio è legata alla densità o indotta dalla competizione. La densità e la competizione non uccidono direttamente gli alberi, ma gli effetti di una competizione sempre più acuta rendono gli alberi, particolarmente quelli di classi di chioma subordinate, sempre più suscettibili ad agenti diretti di mortalità (Keen, 1936; Westveld, 1954; Waring e Pitman, 1980). Alla morte degli alberi più piccoli e sottoposti conseguono tipicamente piccole interruzioni nella copertura, rapidamente richiuse dal popolamento quando gli alberi sopravvissuti espandono le loro chiome e i loro apparati radicali; la piena occupazione del sito è così rapidamente recuperata. Tuttavia, quando l'invecchiamento prosegue, il tempo richiesto per riconquistare la piena occupazione del sito dopo la morte degli alberi che hanno perso la competizione aumenta; le dimensioni degli alberi che muoiono, e quindi le interruzioni nella copertura, sono maggiori; il tasso di espansione delle chiome degli alberi sopravvissuti può diminuire con l'invecchiare del popolamento (Jensen e Long, 1983).

Infine, gli alberi residui potrebbero non essere in grado di mantenere la piena occupazione del sito. La morte di un albero sottoposto in un popolamento maturo può lasciare aperto uno spazio così ampio che i sopravvissuti confinanti sono incapaci di espandere le loro chiome e i loro apparati radicali in modo sufficiente a ricattare lo spazio non occupato. La piena occupazione del sito viene mantenuta in alcuni popolamenti solo grazie all'instaurarsi di un piano inferiore ad arbusti e piccoli alberi. In questa fase di sviluppo l'elevata mortalità può portare ad una nuova fase di rinnovazione (Oliver, 1980), che con la sua affermazione causa un maggior grado di disetaneità nella struttura del popolamento, riscontrabile indipendentemente dalla specie.

In conclusione, i modelli presentati dimostrano come la competizione guidi lo sviluppo dei popolamenti forestali, e come l'accrescimento e la morfologia delle piante siano elementi plastici e reattivi alla competizione. Un accrescimento elevato del popolamento ed un rapido incremento dei singoli individui si verificano in condizioni differenti; al verificarsi della mortalità dovuta alla competizione, l'aumento in dimensioni degli alberi è compensato alla diminuzione del loro numero.

4. Misure di densità

La disponibilità delle risorse che un albero richiede per esistere in una data stazione esprime lo spazio di crescita (*growing space*) di quella stazione, cioè la capacità delle piante di svilupparsi fino a quando un fattore necessario per la loro crescita non diventa limitante (Oliver e Larson, 1996). La mancanza di qualcuno di questi fattori può limitare lo spazio di crescita (Smith, 1986) e pertanto influenzare la crescita dell'albero. Per i singoli alberi, lo spazio di crescita è definito in termini di superficie di terreno disponibile o area di insidenza della chioma (Spurr, 1952; O'Hara, 1988); Assmann (1970) ha stimato lo spazio di crescita disponibile in base alle piccole aperture che interrompono la continuità delle chiome del piano dominante.

Ogni individuo di un popolamento richiede una quantità definita di spazio di crescita; lo spazio di crescita effettivo è determinato dalla superficie di terreno disponibile e dalla presenza degli individui vicini, che limitano la crescita laterale. Il concetto di spazio di crescita è stato impiegato in studi di modellizzazione della crescita. Misurazioni su alberi isolati – che secondo Krajicek et al. (1961) indicano l'area massima occupata da un albero di una data dimensione – sono state largamente usate per predire gli incrementi potenziali in diametro (Curtin, 1964; Faber, 1991). Inoltre, sono stati sviluppati modelli che utilizzano coordinate spaziali e dati di inventario insieme allo spazio di crescita per calcolare indici di competizione. Questi indici fanno riferimento alla zona di influenza dell'albero, indicata dallo spazio di crescita occupato in relazione ai competitori (Ek e Monserud, 1974; Hegyi, 1974).

Lo spazio di crescita è variabile nello spazio e nel tempo. Alcune specie sono in grado di utilizzare le risorse ambientali in una forma non disponibile ad altre specie; tuttavia, lo spazio di crescita di una certa area può essere considerato valido per tutti gli alberi che vi insistono piuttosto che specie-specifico, dal momento che le diverse specie differiscono di poco nelle loro necessità di fattori di crescita. Piuttosto, lo spazio di crescita è estremamente variabile da una stazione all'altra: la combinazione di disponibilità e indisponibilità di diversi fattori dà all'una o all'altra specie un vantaggio competitivo in certi momenti o su certe stazioni (Grubb, 1977). Lo spazio di crescita di una medesima stazione varia inoltre nel tempo, seguendo i cicli giornalieri e stagionali o

in risposta a disturbi climatici imprevedibili; questi possono eliminare direttamente la copertura vegetale, rendendo disponibile ad altri individui uno spazio di crescita addizionale, oppure modificare lo spazio di crescita complessivo, alterando la disponibilità di acqua, nutrienti, ossigeno (Oliver e Larson, 1996).

Secondo Gingrich (1967), lo spazio di crescita è il fattore dominante che controlla l'incremento dei singoli individui. Lo spazio di crescita disponibile alla pianta media in un popolamento cresciuto in competizione è il reciproco della densità; con lo sviluppo del popolamento la mortalità naturale o quella indotta dalla densità determina lo spazio di crescita disponibile. Lo spazio di crescita minimo è quello indispensabile alla sopravvivenza dell'individuo, quello massimo è il livello superiore di risorse che un albero può utilizzare nelle sue dimensioni attuali: i requisiti di spazio di crescita aumentano con la crescita dell'albero (Stout e Larson, 1988). Un albero cresciuto da solo ha sempre accesso al massimo spazio di crescita della stazione; quando la densità del popolamento supera il livello a cui ogni albero può conseguire il suo massimo spazio di crescita si verifica l'affollamento (*crowding*). La competizione inizia quando le richieste di spazio di crescita sono maggiori di quello disponibile (Curtis, 1970); se la somma dei requisiti minimi di spazio di crescita di tutti gli alberi supera le risorse della stazione gli individui vanno incontro a mortalità. Se invece il popolamento viene completamente liberato dalla competizione, può raggiungere la sua densità-soglia e realizzare appieno il suo incremento potenziale (USDA Forest Service, 1985).

Le stime di densità intendono esprimere il grado di utilizzazione dello spazio di crescita disponibile (Brack e Wood, 1995). A questo scopo, la densità è considerata funzione di tre elementi: il numero di piante, le dimensioni degli alberi e la loro distribuzione spaziale sul terreno. Poiché una gestione efficiente richiede un'attenta regolazione della densità, quest'ultima deve essere descritta quantitativamente attraverso quelli che vengono chiamati indici di densità.

Nello scegliere un indice di densità devono essere considerati diversi fattori. Prima di tutto, la variabile usata come indice deve essere semplice, facilmente misurabile e applicabile nella pratica. L'indice deve avere un significato univoco e da esso deve essere possibile ricavare informazioni relative a tutti i differenti aspetti caratterizzanti la gestione forestale.

L'indice deve essere indipendente dall'età del popolamento e dalla stazione; le sue variazioni devono descrivere i differenti comportamenti di crescita, sia in uno stesso popolamento sia tra popolamenti diversi. Ancora, l'indice di densità deve essere una variabile che si presti alla proiezione nel futuro e deve essere applicabile a popolamenti strutturalmente diversi e con diversa composizione specifica (Brack e Wood, 1995). Molti indici di densità sono stati proposti (West, 1983), ma nessuno soddisfa tutti i requisiti elencati. Pertanto può rivelarsi necessario l'utilizzo di più indici di densità per coprire la vasta gamma di situazioni riscontrate nella pratica.

Per descrivere un popolamento possono essere usate misure di densità assoluta, densità relativa o *stocking* (Johnson et al., 2002). Queste misure di densità costituiscono la base delle decisioni gestionali, dal momento che sono in grado di esprimere le condizioni desiderate per il popolamento dopo gli interventi selvicolturali. Sebbene i termini "densità assoluta", "densità relativa" e "*stocking*" non siano sempre usati correttamente, di essi esistono alcune definizioni generali (Walker, 1956; Bickford et al., 1957; Gingrich, 1964; Husch et al., 1982, Ernst e Knapp, 1985).

La densità assoluta (o semplicemente densità nell'uso comune) è una misura oggettiva di uno o più caratteri fisici di una foresta espressi per unità di superficie; le misure di densità assoluta sono espressioni quantitative (il numero di piante, l'area basimetrica, il volume o la massa). Le misure sono solitamente ristrette ad alberi più grandi di una determinata dimensione minima; specificare questa dimensione minima è importante perché la densità assoluta solitamente differisce a seconda della dimensione minima misurata.

- Numero di piante: semplice da misurare; utile in popolamenti coetanei o comunque con un alto grado di omogeneità, in particolare se suddiviso per classi di diametro. È significativo solo se usato insieme a informazioni sull'età del popolamento e sulla stazione, fattori in base a cui assume valori assai diversi.
- Area basimetrica: il suo valore dipende dal numero di piante ad ettaro e dalle dimensioni medie dell'albero. È una misura diffusa in quanto semplice da valutare ed altamente correlata con crescita e produttività dei popolamenti forestali.

- Volume, massa: dal momento che molti obiettivi selvicolturali sono legati al volume, questo è spesso usato come misura di densità, così come la massa. Il volume osservato viene generalmente interpretato in relazione a qualche standard, come il volume rappresentato in una tavola alsometrica.

Secondo Zeide (2002a), uno dei principali ostacoli allo sviluppo della selvicoltura, specialmente in Europa, è stata la sua incapacità di caratterizzare gli standard di densità con un unico numero. Una misura soddisfacente di densità dovrebbe rimanere costante in popolamenti ugualmente densi. Le misure di densità assoluta tradizionalmente usate non rispondono a questo criterio: la stessa area basimetrica, la misura più comunemente usata, cambia a seconda delle dimensioni degli alberi. Altre variabili proposte come misure di densità quali il numero di piante per unità di superficie, il volume, la copertura delle chiome e l'area fogliare sono anche meno soddisfacenti per la stessa ragione. L'area basimetrica può essere uno standard adeguato di densità quando comparata non ad un singolo valore fisso, ma all'area basimetrica ricavata da tavole alsometriche per boschi normali, che varia con specie, stazione ed età. Quando sono accurate e disponibili, cosa non comune, queste tavole offrono uno standard adeguato per stimare la densità, ma non sono uno strumento di immediato utilizzo a causa della loro complessità.

Le misure di densità relativa forniscono informazioni ulteriori, confrontando una densità assoluta con un valore standard di riferimento o con condizioni che rispondono a un particolare obiettivo selvicolturale (Zuuring, 2000). Le misure di densità relativa stimano l'affollamento nei popolamenti forestali, confrontando lo spazio di crescita disponibile per albero con quello disponibile ad alberi delle stesse dimensioni e specie in una determinata condizione di riferimento (Stout e Larson, 1988). Se accompagnate da dati sulla struttura, sono strumenti utili a definire il trattamento del popolamento forestale, in particolare i trattamenti intermedi e la risposta delle piante, a seconda della funzione del bosco che si intende conseguire (produzione di legna su base individuale o del popolamento, produzione di foraggio, habitat per la fauna selvatica, regolazione del bilancio idrico, caratteristiche paesaggistiche o estetiche). Popolamenti con la stessa densità relativa, a dispetto delle differenze di età, qualità della stazione, dimensioni medie e densità, condividono molti attributi ecologici fondamentali tra cui

l'autodiradamento, il grado di chiusura delle chiome, il tasso medio di chioma viva e le relazioni tra crescita densità (Jack e Long, 1996).

Un concetto assai sviluppato nella selvicoltura anglosassone è lo *stocking*, una stima qualitativa e soggettiva dell'adeguatezza della densità del popolamento osservato in termini di obiettivi gestionali e qualità del sito (Bickford et al., 1957; Gingrich, 1964). Lo *stocking* è stato definito come un'indicazione del numero di piante esistenti confrontato con quello desiderabile per la loro migliore crescita e gestione (Meyer e Eyre, 1958). Lo *stocking* implica pertanto il confronto di un dato popolamento con una norma definita in base a particolari obiettivi gestionali; la stima dello *stocking* è dunque un processo in due parti: dapprima si valuta la densità del popolamento, quindi la si confronta con il livello desiderato per un popolamento della stessa specie e stadio di sviluppo. La densità è un attributo del popolamento, mentre lo *stocking* è uno strumento analitico (McLean, 1981): per questo motivo la stessa densità in due popolamenti diversi può essere in un caso troppo bassa (*understocked*) e nell'altro troppo alta (*overstocked*) rispetto agli obiettivi. I popolamenti che assolvono pienamente alle funzioni loro assegnate sono detti *fully stocked*.

Full (o *normal*) *stocking* è anche sinonimo di completa utilizzazione dello spazio di crescita; è un termine usato per descrivere popolamenti coetanei non disturbati che hanno raggiunto o stanno per raggiungere la massima densità per la loro età (Johnson et al., 2002). Questi popolamenti sono caratterizzati dalla mancanza di aperture nelle chiome e da una distanza relativamente uniforme tra i fusti. L'area basimetrica e il volume sono vicini al loro massimo per età e stazione specifica; il *full stocking*, che nell'assestamento anglosassone è sinonimo di normalità, è solitamente identificato in modo soggettivo sulla base di questi criteri. Osservazioni del numero di piante, dell'area basimetrica e del volume per unità di superficie in popolamenti *fully stocked* in un'ampia gamma di età e classi di fertilità sono quindi utilizzate per sviluppare tavole alsometriche normali. Queste tavole specificano l'area basimetrica prevista e la provvigione massima per popolamenti non gestiti di una data età e classe di fertilità; oltre che per la stima della produttività, i valori tabulati possono essere usati come condizione di riferimento per stimare la densità relativa di altri popolamenti.

In genere, gli individui in popolamenti *understocked* sono caratterizzati da un'elevata rastremazione e da un alto tasso di chioma viva (rapporto tra altezza di chioma e altezza dell'albero); popolamenti *overstocked* mostrano un tasso di chioma viva molto basso e un'elevata mortalità dovuta alla competizione.

I livelli di *stocking* sono solitamente basati sulle stesse misure della densità (numero di piante o area basimetrica per unità di superficie); le misure di densità dunque determinano o stimano lo *stocking*. Le misure di densità assoluta come il numero di piante ad ettaro forniscono una scarsa informazione sullo *stocking*, l'occupazione del sito e il livello di competizione (Long, 1996); per essere utile, la densità deve incorporare sia la densità assoluta sia qualche misura delle dimensioni medie (è chiaro che 500 piante ad ettaro in una spessina indicano una densità differente dallo stesso numero di piante mature per il taglio). Esistono molti indici di densità relativa basati sulla relazione dimensione-densità (Curtis, 1970; West, 1983), la cui utilità risiede nella loro indipendenza da età del popolamento e stazione (Reineke, 1933; Curtis, 1982). In questo caso, infatti, questi indici forniscono la possibilità di confrontare livelli di densità e quindi stress competitivo, grado di occupazione del sito e crescita rispetto al potenziale in modo indipendente dalle variabili citate e possono essere proiettati in avanti e indietro nel tempo in differenti stadi di sviluppo del popolamento (Long, 1985).

Tutte le misure di densità relativa sono basate su una descrizione matematica dello sviluppo del popolamento, in assenza di disturbi o ai massimi livelli di produttività osservati in una situazione particolare. Questa descrizione può essere rappresentata graficamente da una curva di sviluppo massimo o medio del popolamento standard. Tali misure comprendono le diverse variabili strutturali del popolamento (densità assoluta, dimensione degli alberi e composizione specifica), pertanto misurano l'affollamento meglio di quanto non possano fare una o due di queste variabili singolarmente (Stout e Larson, 1988).

Spesso la curva o l'equazione di riferimento sono collocate su assi che escludono il tempo. Si assume infatti che lo sviluppo proceda allo stesso modo indipendentemente dalla maggiore o minore fertilità del sito, ma più rapidamente nelle stazioni migliori (Stout e Larson, 1988). Secondo Long (1985), gli indici più efficaci

comprendono un'espressione delle dimensioni medie (altezza, volume, massa o diametro) e la densità (Curtis, 1970, 1971, 1982; Daniel, Helms e Baker, 1979; West, 1983). Il numero di piante e il diametro sono compresi in quattro indici, che vengono di seguito descritti.

Stand density index (SDI) di Reineke (1933), basato sulla relazione tra diametro medio e numero di piante per unità di superficie.

Fattore di competizione delle chiome (*CCF*) di Krajicek et al. (1961). Il *CCF* rappresenta il rapporto tra l'area media di chioma di un albero e quella massima che l'albero otterrebbe in assenza di competizione, o in alternativa la percentuale di superficie al suolo che risulta coperta dalla proiezione verticale delle chiome degli alberi. Per calcolare il *CCF* occorre anzitutto associare l'ampiezza di chioma di alberi isolati (cw) con il loro diametro d , ad esempio assumendo una relazione lineare:

$$(4.1) \quad cw = a + bd$$

Successivamente, occorre calcolare la massima area di chioma (MCA_i) di ciascun albero i del popolamento analizzato e quindi sommare le massime aree di chioma per tutte le piante, riportando il valore sull'unità di superficie a seconda della superficie A del popolamento:

$$(4.2) \quad MCA_i = \pi \left(\frac{cw_i}{2} \right)^2$$

$$(4.3) \quad CCF = \sum_1^n (MCA_i) \times \frac{100}{A}$$

A parità di altri fattori, più la chioma di un albero è vicina alle sue dimensioni massime per il suo diametro, più veloce sarà la crescita in diametro e volume dell'albero (Johnson et al., 2002). Un *CCF* di 100 significa che l'estensione delle chiome è pari all'unità di superficie e rappresenta pertanto una copertura chiusa, vale a dire che le chiome degli alberi sono tutte in contatto tra loro. Un *CCF* di 100 pertanto è di solito interpretato come la più bassa densità approssimativa a cui un popolamento utilizza pienamente lo spazio di crescita epigeo; popolamenti con *CCF* inferiore a 100 hanno

certamente interruzioni nella copertura, mentre valori prossimi a 200 sono stati osservati per popolamenti naturali non disturbati (Krajicek et al., 1961). Come lo *SDI*, questo indice è indipendente da stazione ed età.

Simile a quest'ultimo indice è la copertura delle chiome (Brack e Wood, 1995) che mette in relazione il numero di piante per unità di superficie e il diametro del fusto, a sua volta correlato a quello della chioma. Il vigore delle chiome è parzialmente legato allo spazio di crescita aereo in modo tale che le chiome possono indicare la densità del popolamento.

Ancora, il grado di chiusura delle chiome (Brack e Wood, 1995) è il rapporto tra l'area di insidenza delle chiome e lo spazio disponibile sul terreno; in realtà quest'ultimo è un indice di occupazione della superficie piuttosto che di densità, ma può essere comunque proporzionale all'area basimetrica per ettaro. Spesso la densità relativa è misurata rapportando il numero di piante ad ettaro a quello di un popolamento normale con il medesimo diametro medio; infatti, sebbene lo stadio di sviluppo sia frequentemente definito da età e stazione, popolamenti normali con lo stesso diametro medio sono molto più simili tra loro che non popolamenti che abbiano in comune l'età o la stazione di appartenenza (McArdle et al., 1961).

Infine, anche l'indice di area fogliare (*LAI*), cioè l'area di fogliame per unità di superficie del terreno (Kaufmann et al., 1982; Chen e Black, 1992), è stato utilizzato come espressione dello spazio di crescita occupato da popolamenti coetanei. Infatti, oltre ad essere correlato con l'assorbimento della radiazione solare e con i processi fotosintetici, questo indice durante lo sviluppo raggiunge un massimo legato alla qualità della stazione ed è fortemente correlato con l'incremento in volume del popolamento (Waring, 1983). O'Hara (1996, 1998), O'Hara e Valappil (1999) e O'Hara et al. (2001) hanno utilizzato il *LAI* anche per popolamenti disetanei.

Gli indici che comprendono il numero di piante e l'altezza sono di grande utilità pratica per elaborare programmi di regolazione della densità, come nel caso del rapporto tra altezza e distanza tra le piante (*height-spacing ratio*), usato soprattutto in popolamenti coetanei. Comprende invece numero di piante, altezza e diametro l'indice di superficie dei fusti del popolamento (*stand bole area*). La superficie di un fusto di un

albero è la sua area superficiale sotto corteccia; essa è correlata all'incremento volumetrico potenziale di modo che la superficie dei fusti di tutti gli alberi in un popolamento influenza l'aumento totale di volume. Tuttavia, scarso interesse è stato dato a questo indice; secondo Lexen (1943) e Carron (1968)

$$(4.4) \quad SBA = 0,0172D_m H_m N$$

dove D_m è il diametro medio, H_m è l'altezza media e N il numero di piante.

Altre misure comuni di densità relativa sono il *tree-area ratio* e lo *stocking* percentuale (Chisman e Schumacher, 1940; Gingrich, 1967; Ernst e Knapp, 1985). Similmente al *CCF*, il *tree-area ratio* (*TAR*) è basato sul concetto di area di influenza potenziale delle chiome dei singoli alberi, calcolata però in funzione del loro diametro; il *TAR* definisce la percentuale dell'unità di superficie che sarebbe utilizzata da un albero se la sua chioma fosse pienamente estesa (Chisman e Schumacher, 1940):

$$(4.5) \quad MCA_i = b_0 + b_1 d_i + b_2 d_i^2$$

$$(4.6) \quad TAR = (b_0 + b_1 d_i + b_2 d_i^2) \times \frac{100}{A}$$

I coefficienti b sono calcolati per regressione lineare sulla base dei dati osservati; anche in questo caso le stime della massima area che un albero di un dato diametro può occupare sono spesso sviluppate a partire da misure di chioma e diametro di alberi cresciuti liberamente. Il *CCF* può essere anche espresso come somma dei *TAR* di ogni albero nell'unità di superficie:

$$(4.7) \quad CCF = \sum_1^n MCA_i \times \frac{100}{A} = \sum_1^n (b_0 + b_1 d_i + b_2 d_i^2) \times \frac{100}{A}$$

Così come un'area massima che gli alberi possono occupare, essi hanno anche un'area minima necessaria per la buona funzionalità fisiologica e la sopravvivenza (Johnson et al., 2002). I requisiti di minima area d'albero sono stimati da dati ottenuti da popolamenti coetanei non disturbati; l'indice esprime la percentuale minima dell'unità di superficie richiesta da un albero di dato diametro per sopravvivere in un popolamento che occupa pienamente il sito. Sommando tali indici, si ottiene lo *stocking* percentuale o

$S_{\%}$ (Gingrich, 1967), che esprime la percentuale dell'unità di superficie occupata dalle aree d'albero minime di tutti gli individui che vi insistono:

$$(4.8) \quad S_{\%} = \sum_1^n (b_0 + b_1 d_i + b_2 d_i^2) = b_0 N + b_1 \sum_1^n d_i + b_2 \sum_1^n d_i^2$$

Ancora una volta, l'indice viene considerato indipendente da età e qualità della stazione (Chisman e Schumacher, 1940; Gingrich, 1967) e può essere applicato a popolamenti sia puri che misti. Nel secondo caso, è importante riconoscere le differenze tra le specie, incorporando nelle equazioni coefficienti specie-specifici (Roach, 1977):

$$(4.9) \quad S_{\%} = \sum_1^n \left(b_{0j} N_j + b_{1j} \sum_1^n d_{ij} + b_{2j} \sum_1^n d_{ij}^2 \right)$$

dove j indica la specie e i gli alberi appartenenti a quella specie. Le equazioni di *stocking* percentuale possono anche essere usate per calcolare un limite superiore medio di densità, corrispondente alla massima densità raggiungibile alla piena utilizzazione del sito. Questo limite superiore, che può essere graficamente espresso come una linea su un diagramma di densità, è stato chiamato densità massima media o competizione massima media (Ernst e Knapp, 1985), e viene generalmente interpretato come il livello di densità che i popolamenti tendono a raggiungere in assenza di disturbi (Gingrich, 1967; Ernst e Knapp, 1985); in realtà, la densità fluttua attorno a questa linea a causa di variazioni climatiche, attacchi parassitari e altri fattori di mortalità naturale.

Altri indici di densità considerati indipendenti dall'età e dalla stazione sono stati descritti in letteratura (Husch et al., 1982) e tradotti in equazioni, per giudicare matematicamente il contributo delle singole variabili alla misura complessiva della densità. Invariabilmente, l'area basimetrica è emersa come la variabile più soddisfacente, anche nei confronti di relazioni più complesse (West, 1983). Le misure di densità relativa comprendono ancora l'indice di densità relativa (RD) di Curtis (1982), che rapporta l'area basimetrica per unità di superficie osservata a quella di un popolamento non disturbato con lo stesso diametro medio, calcolata in base ad un numero di piante di riferimento (N_r); l'indice di distanza relativa (RSI) di Wilson (1946), che rapporta il numero di piante per unità di superficie osservato con quello di un popolamento non disturbato della stessa altezza dominante; il fattore distanziale di Hart-Becking (DF), che ritiene costante il rapporto tra la distanza media tra gli alberi e

l'altezza dominante (Beekhuis, 1966) e l'indice di densità relativa (*RDI*) di Drew e Flewelling (1979), che rapporta il numero di piante per unità di superficie al volume dell'albero medio. Una revisione completa delle misure di densità relativa include quelle di Curtis (1970) e Stout e Larson (1988).

$$(4.10) \quad RD = \frac{G}{N_r \frac{\pi d_m^2}{4 \cdot 10^4}} \times 100$$

$$(4.11) \quad RSI = \frac{N}{bH^{-2}} \times 100$$

$$(4.12) \quad DF = \frac{\text{distanza media}}{H_{dom}} \times 100$$

$$(4.13) \quad RDI = \frac{N}{bV^{-0,667}} \times 100$$

In ultimo, sono state elaborate misure più specifiche di densità per descrivere il grado di competizione in un punto determinato del popolamento; questo tipo di densità, detta densità puntuale, è utile per valutare gli effetti della competizione sui singoli alberi e può essere correlata a diverse variabili quali la crescita individuale, l'insediarsi della rinnovazione naturale e la selezione dei soggetti per il miglioramento forestale (Spurr, 1962). Misure di densità puntuale sono ritenute anche la posizione sociale dell'albero e l'indice di competizione, equivalente all'area di sovrapposizione potenziale delle chiome qualora queste vengano considerate circolari (Hegyi, 1974; Daniel, Helms e Baker, 1979; Radtke et al., 2002). Infine, l'indice di stress competitivo (*CSI*) è una funzione della distanza tra alberi vicini e le loro dimensioni in relazione ad uno specifico albero di riferimento (Smith e Bell 1983; Zuuring, 2000).

In sintesi, tutte le misure di densità relativa, se non necessariamente equivalenti dal punto di vista biologico, condividono tuttavia somiglianze matematiche che consentono un trattamento univoco (Curtis, 1970). Tutte infatti possono essere rappresentate usando la formula

$$(4.14) \quad z = ax^b y^c$$

dove z è il valore dell'indice di densità per un certo popolamento, x è il numero di piante per unità di superficie, y è una misura delle dimensioni medie o la somma delle dimensioni degli alberi in un popolamento, mentre a , b , c sono costanti. I valori assunti da questi coefficienti nelle principali relazioni esaminate sono riassunti nella tabella 4.1.

<i>Indice di densità</i>	<i>Variabile y</i>	<i>b</i>	<i>c</i>
<i>SDI</i> (Reineke, 1933)	G/ha	0,1975	0,8025
<i>RSI</i> (Wilson, 1946)	H dominante	-1/2	-1
<i>RDI</i> (Drew e Flewelling, 1979)	Volume/ha	1/3	2/3
<i>RD</i> (Curtis, 1982)	G/ha	1/4	3/4

Tabella 4.1 – Coefficienti e variabili per quattro indici di densità relativa. Il coefficiente a assume valori differenti nel sistema metrico decimale e in quello anglosassone, mentre b e c restano immutati (da Ducey e Larson, 1999b).

Le misure più semplici di densità dipendono in modo additivo dal contributo dei singoli alberi, come il *CCF* (Marquis et al., 1984); gli altri indici si affidano a stime a livello di popolamento del numero di piante per unità di superficie e delle dimensioni medie dell'albero. Tuttavia, a causa della non linearità nella trasformazione tra le variabili osservate e l'indice di densità, le stime per il popolamento non coincidono con i valori medi del campione considerato, e l'analisi dell'errore non è semplice. Attraverso una rigida analisi statistica, Ducey e Larson (1999b) hanno esaminato l'entità delle distorsioni e della varianza in questi indici di densità non lineari, nonché la loro importanza pratica ai fini dell'interpretazione e delle indicazioni gestionali fornite dagli indici stessi.

La differenza principale tra queste misure è la variabile di riferimento: diametro medio, area basimetrica, altezza dominante o volume medio. Le misure basate sul solo diametro medio sono essenzialmente equivalenti, ma poiché le relazioni tra diametro, altezza e volume variano con età, stazione, dimensioni medie dell'albero e struttura, il livello di riferimento definito dalle diverse misure non è il medesimo (figura 4.1).

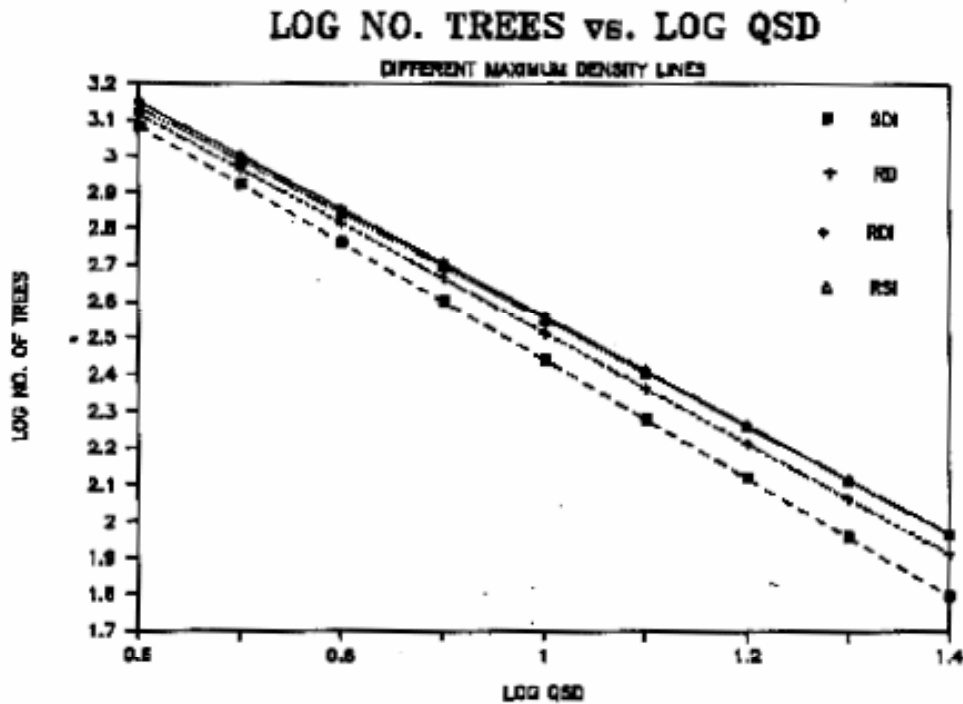


Figura 4.1 – Linee di riferimento per quattro indici di densità relativa. *SDI* è lo *Stand density index* di Reineke (1933), *RD* la densità relativa di Curtis (1982), *RDI* l'indice di densità relativa di Drew e Flewelling (1979), *RSI* la distanza relativa di Wilson (1946). Per questi ultimi due, l'altezza dominante e il volume medio sono trasformati nei corrispondenti valori di diametro medio (da Stout e Larson, 1988).

La principale utilità pratica delle misure di densità relativa è oggi rivolta alla pianificazione degli interventi intercalari, attraverso lo sviluppo di indicazioni che, seppure tradizionalmente associate alla produzione di legname, fanno intravedere una stretta interdipendenza tra la densità relativa e una varietà di altre funzioni del bosco (Ernst e Knapp, 1985). Le ricerche di West (1983) e di Larson e Cameron (1986) dimostrano che tutte le misure sperimentate rappresentano ugualmente bene i dati, nonostante le grandi differenze in densità massima che ne conseguono; ciò significa che la scelta di una misura di densità relativa influisce sul trattamento previsto e sulle sue conseguenze per il bosco. Ne consegue che indicazioni derivanti da misure differenti non prescrivono trattamenti uguali, e che le differenze si fanno più evidenti con interventi ripetuti (Stout e Larson, 1988) poiché, eccetto che negli interventi schematici, la selezione soggettiva degli alberi cambia le relazioni tra le variabili medie del popolamento.

Curtis (1970, 1971) ha esaminato le misure tradizionali di densità relativa, verificando che sono tutte sviluppate per popolamenti puri, coetanei e di densità omogenea. In questa situazione una singola misura di densità relativa è sufficiente per stimare la produttività e identificare le alternative selvicolturali. Tuttavia, la maggior parte dei popolamenti non gestiti o a gestione estensiva non possiedono queste caratteristiche. D'altra parte, spesso oggi è richiesta la presenza di diverse specie o diversi piani di vegetazione per promuovere o recuperare la produttività e il vigore dei popolamenti forestali. In entrambi i casi, qualsiasi strategia di gestione richiede una misura di densità relativa con cui valutare differenti condizioni di competizione, indipendentemente da composizione e struttura (Torres-Rojo e Velázquez-Martínez, 2000).

Quando le specie o le dimensioni degli alberi sono differenti, è necessario conoscere la densità relativa di ciascuna componente del popolamento, poiché una semplice media eliminerebbe ogni diversità (McLean, 1981). Nonostante Bickford et al. (1957) abbiano fatto notare che sono ancora scarse le conoscenze sulle dinamiche complesse della crescita in funzione dello spazio disponibile, è possibile applicare gli standard per la valutazione della densità relativa anche a popolamenti disetanei o misti, in cui le variazioni sono consistenti.

Secondo McArdle et al. (1961), sebbene le tavole alsometriche descrivano popolamenti puri coetanei, è possibile elaborare come standard una densità media ponderata che tenga in considerazione la specie e le dimensioni degli alberi presenti. Il contributo di densità di ogni albero viene calcolato individualmente come se esso crescesse in un popolamento normale di alberi simili. Conoscendo il contributo di densità di ogni albero, è possibile identificare il contributo di ogni componente del popolamento, ottenendo la massima flessibilità nel soddisfare i diversi obiettivi gestionali.

Alcuni autori hanno proposto di correlare le misure di densità al grado di tolleranza all'ombra di una specie (Kohyama, 1980; McGee, 1984; Meng, 1986). Nella maggior parte dei casi, gli autori sono concordi sul fatto che tali relazioni siano spiegate dai diversi gradi di affollamento che una specifica mescolanza può tollerare. Dall'altro lato, altri autori promuovono l'idea che il grado di affollamento possa essere spiegato

dalla relazione tra le massime dimensioni medie degli alberi in una mescolanza e il numero di piante che essa può sopportare (Westoby, 1984); il metodo si ritiene applicabile a popolamenti irregolari, multistratificati o disetanei (Long e Daniel, 1990; Sterba e Monserud, 1993; Long, 1996).

In conclusione, le misure di densità relativa esprimono i cambiamenti in densità assoluta e competizione associati con la crescita del bosco; possono essere interpretate direttamente come misure di affollamento, sono relativamente indipendenti da stazione ed età (quindi esenti da errori dovuti alla determinazione di queste variabili) e in qualche caso riflettono anche le differenze di densità associate alla diversa composizione specifica e a variazioni della struttura. Inoltre, facilitano la pianificazione degli interventi selvicolturali e la comprensione dei meccanismi di risposta dei diversi tipi di popolamenti forestali. Forniscono informazioni relative alla densità, agli indici stazionali e all'età del popolamento, rivelandosi utili per prevedere l'accrescimento in volume o area basimetrica di un popolamento, a seconda del livello di riferimento espresso (Nelson e Brender, 1963; Dahms, 1966; Stout e Nyland, 1986).

Stout e Larson (1988) hanno tuttavia sottolineato anche alcuni svantaggi nell'utilizzo delle misure di densità relativa. Anzitutto, nessuna di esse è ritenuta da sola sufficiente a prescrivere completamente un regime di diradamenti, che necessita anche di informazioni complete sulla struttura residua, sulla composizione specifica e sull'intervallo di tempo tra i diradamenti stessi. I cambiamenti di struttura o composizione specifica possono avere sulla crescita successiva al trattamento un impatto maggiore che la stessa densità residua (Larson e Cameron, 1986), anche se in genere l'efficacia maggiore è comunque raggiunta aprendo attorno agli alberi migliori lo spazio sufficiente ad ottimizzarne la crescita.

Un problema simile è relativo alla composizione specifica, intimamente legata alla struttura. Nei popolamenti misti coetanei o pluristratificati, le differenze specifiche, a parità di altri fattori, possono risultare in variazioni di densità assoluta anche del 50% e più (Marquis et al., 1984; Smith, 1986). In popolamenti disetanei, la crescita di alcune specie sembra dipendere maggiormente dal piano di vegetazione in cui sono collocate piuttosto che dalla densità del popolamento nel suo insieme (Kittredge, 1988).

La similarità delle misure di densità relativa non le rende intercambiabili nella pratica; sebbene tali misure illustrino importanti relazioni di base per lo sviluppo dei popolamenti, nessuna di esse attualmente tiene nella giusta considerazione la composizione specifica o la struttura al fine di prevedere le risposte di crescita ai trattamenti intermedi. Allo stato attuale della ricerca, l'indice di densità relativa per uno specifico popolamento deve essere scelto in base alle indicazioni che esso è in grado di fornire e agli obiettivi di gestione del popolamento, integrando i risultati raggiunti con gli opportuni dati di supporto.

5. L'autodiradamento

Il risultato ultimo della competizione tra gli individui di un popolamento è la mortalità indotta dalla densità, o autodiradamento. Con l'instaurarsi dell'autodiradamento nel corso dello sviluppo di un popolamento, l'aumento delle dimensioni medie degli alberi è associato ad una progressiva diminuzione della densità (Long e Smith, 1984). Secondo Johnson et al. (2002), l'autodiradamento è un processo intrinseco di tutte le foreste e le comunità vegetali la cui composizione e struttura sono influenzate dalla competizione per lo spazio di crescita; insieme al concetto di densità, l'autodiradamento costituisce uno dei concetti principali nell'ecologia forestale e nella selvicoltura.

Il principio di autodiradamento è ben esemplificato dai cambiamenti che si verificano con lo sviluppo in popolamenti coetanei non disturbati, benché si verifichi anche in popolamenti disetanei. Secondo questo principio, lo spazio di crescita finito di un popolamento è occupato da un numero progressivamente minore di alberi quando le dimensioni medie aumentano con l'età. Gli alberi competitivamente svantaggiati muoiono per l'affollamento e l'adduggiamento, cosicché il popolamento segue un cammino relativamente prevedibile di mortalità dipendente dalla densità e si avvicina ad un numero limite di alberi di una certa dimensione media che possono coesistere sulla stessa area.

Quando lo spazio di crescita, cioè la somma dei fattori necessari alla crescita, non è occupato da altre piante, esso può essere considerato disponibile. Subito dopo l'insediamento, le piante in un popolamento si espandono fino ad utilizzare tutto lo spazio di crescita disponibile; la velocità di tale espansione è limitata dalla disponibilità dei fattori di crescita e dalla modalità di sviluppo geneticamente predeterminata di ciascuna specie. Quando le piante entrano in contatto tra di loro, il tasso di crescita degli individui è limitato dallo spazio di crescita occupato; lo spazio di crescita che ciascuna pianta occupa è determinato dalle piante circostanti (Oliver e Larson, 1996). In una comunità vegetale ciascun individuo deve allocare le energie ottenute dallo sfruttamento dello spazio di crescita disponibile anzitutto per mantenere vitali i suoi tessuti, destinando l'energia rimanente alla crescita. Un albero che occupa uno spazio di

crescita costante aumenta le proprie dimensioni sempre più lentamente: attraverso la fotosintesi esso ottiene una quantità di energia costante, mentre deve destinare una parte crescente di tale energia al mantenimento di un sistema vitale sempre più grande. Le dimensioni raggiungono infine un valore massimo quando tutta l'energia derivante dalla fotosintesi viene utilizzata per il mantenimento dei tessuti; a questo punto l'individuo non può diventare più grande, a meno che lo spazio di crescita disponibile non aumenti. È possibile così individuare un limite superiore nelle dimensioni degli individui per spazi di crescita di differente entità (Oliver e Larson, 1996).

La relazione tra densità e dimensioni o massa degli individui è stata dimostrata valida per molte specie erbacee ed arboree (White e Harper, 1970; Gorham, 1979; White, 1980); nella letteratura ecologica è chiamata regola dell'autodiradamento o *self-thinning rule* (Yoda et al. 1963). La relazione è tipica delle popolazioni affollate, cioè quelle in cui ha luogo la mortalità dipendente dalla densità; essa è stata indicata come il principio più generalmente applicabile delle dinamiche delle popolazioni vegetali (Tadaki e Shidei, 1959; Westoby, 1977, 1981). La relazione fornisce una base eccellente per la comprensione delle interazioni competitive tra gli individui in un popolamento (Hutchings e Budd, 1981a; Long e Smith, 1984) e viene assunta come riferimento da diversi indici di densità. La sua applicazione pratica è stata dimostrata per molte specie (Ando, 1968; Drew e Flewelling, 1979; McCarter, 1984; Xue et al., 1999); nella gestione forestale, infatti, la conoscenza dell'autodiradamento e dei livelli di densità a cui la mortalità naturale aumenta più rapidamente è utile per prevedere lo sviluppo dei popolamenti e pianificarne il trattamento. Il desiderio di formulare regole generali in ecologia trova spesso la sua espressione nella costruzione di modelli matematici o grafici. Un modello è capace di fornire uno standard di comportamento ideale o idealizzato, rispetto al quale si può giudicare e misurare la realtà (Begon et al., 1990). Le relazioni dimensione-densità sono espresse nella forma di una funzione esponenziale che lega la massa media delle piante alla loro densità; il modello definisce sia i valori massimi che tale relazione può assumere, sia l'andamento dell'autodiradamento nelle singole popolazioni. Questi due significati sono ben distinti in Weller (1990), che chiama "linea di diradamento dinamica" la traiettoria di autodiradamento lineare sul piano logaritmico tracciata dai singoli popolamenti affollati, e "linea limite della specie" la linea di autodiradamento che costituisce il limite superiore della relazione dimensione-densità, raggiunta solo in casi estremi (figura 5.1).

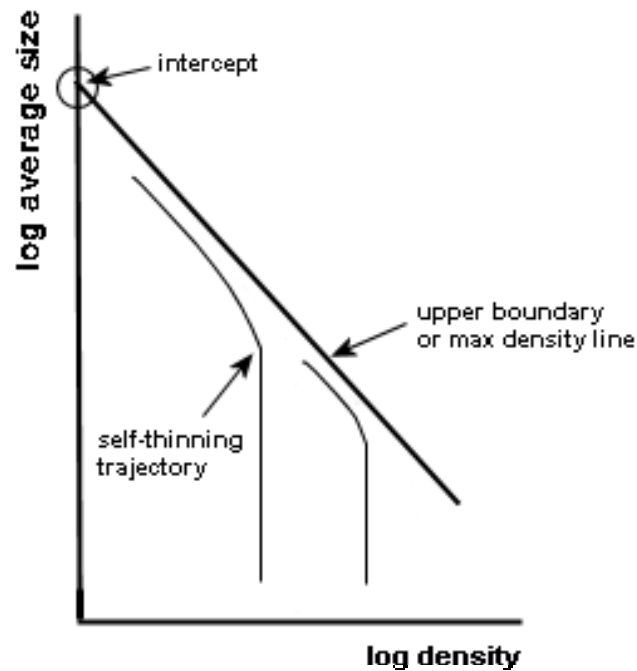


Figura 5.1 – Linea limite della specie e traiettorie di autodiradamento di due popolamenti differenti (da Schmid e Stöcklin, 1991).

La formulazione più generale della relazione massima tra dimensioni medie e densità in popolazioni autodiradanti è

$$(5.1) \quad w = kN^a$$

dove w è la dimensione media degli alberi, N il numero di piante per unità di superficie e a e k sono costanti (Long e Smith, 1984). Espressa in scala logaritmica, la relazione diventa una retta di equazione

$$(5.2) \quad \ln w = c + a \ln N$$

Quando la dimensione media è espressa come massa o volume, a assume il valore di $-3/2$ (Yoda et al., 1963; Harper, 1977; Miyanishi., 1979; White, 1985; Weller, 1987a); questo esponente è stato dimostrato indipendente da specie, densità iniziale, fertilità e intensità di luce (White e Harper, 1970; Gorham, 1979; White, 1980), sebbene su quest'ultimo punto altri abbiano dimostrato il contrario (Hutchings e Budd, 1981b; Westoby e Howell, 1981; Lonsdale e Watkinson, 1982), come verrà illustrato più avanti. Inizialmente applicata a popolamenti puri coetanei (Hutchings e Budd, 1981a),

la regola è stata poi ritenuta applicabile alle mescolanze di specie (Westoby, 1984; White, 1985). L'intercetta c è variabile entro limiti relativamente ristretti da specie a specie; White (1981) afferma che per la maggior parte delle specie esaminate c è compresa tra 1.000 e 10.000 se w è espresso in grammi e N in piante/m². Alternativamente, la relazione può essere espressa come massa totale delle piante per unità di superficie (W):

$$(5.3) \quad W = k' N^{a'}$$

In letteratura le dimensioni medie sono anche comunemente espresse con il diametro medio d_m ; la conseguente relazione massima dimensione-densità è stata dimostrata per diverse specie (Reineke, 1933; Curtis, 1970), nelle formulazioni equivalenti:

$$(5.4) \quad d_m = kN^q$$

$$(5.5) \quad N = k^{-1} d_m^{1/q}$$

$$(5.6) \quad \log N = \log k^{-1} + \frac{1}{q} \log d_m = c + b \log d_m$$

È da notare che questa relazione è rappresentata con la densità sull'asse delle ordinate (figura 5.2); l'autodiradamento quindi procede sul grafico da sinistra a destra e dall'alto verso il basso, contrariamente a quanto avviene con la relazione di Yoda et al. (1963). Secondo Reineke (1933), il valore di b è -1,605 (oppure, il che è equivalente, il valore di q è -0,623) se N è espresso in piante per acro e d_m in pollici; come quando è basata sulla massa o sul volume medio, la relazione massima dimensione-densità basata sul diametro medio rappresenta sia una condizione limite sia la traiettoria di autodiradamento dei singoli popolamenti. Sebbene l'esponente che lega il diametro medio alla densità (-0,623) differisca da quello che lega il volume o la massa media alla densità (-1,5), i due valori possono essere correlati attraverso la relazione allometrica tra volume medio (V_m) e diametro medio, come suggerito da Tadaki (1977) e Curtis (1982):

$$(5.7) \quad V_m = k d_m^{2,4} = c N^{(0,625 \times 2,4)} = c N^{-1,5}$$

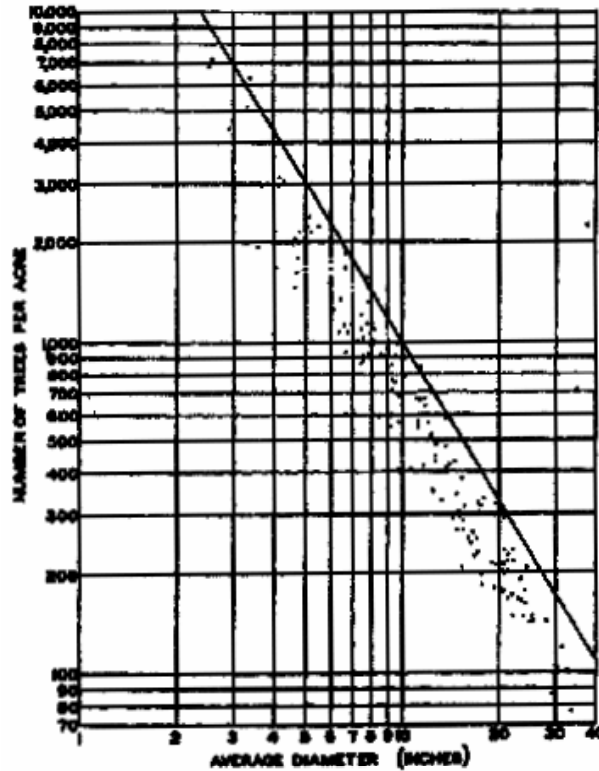


Figura 5.2 – Relazione densità-diametro medio per *Abies magnifica* A. Murr. (da Reineke, 1933).

Indipendentemente dalla sua forma, la relazione rappresenta la massima combinazione di dimensioni medie e densità possibile in una popolazione vegetale (White, 1981) e rappresenta pertanto una densità relativa del 100%; quando c è definita per una specie particolare, l'equazione rappresenta la linea massima dimensione-densità di quella specie (Drew e Flewelling, 1977) o curva di massima densità (Ando, 1962). Qualsiasi combinazione di dimensioni medie e densità è possibile sotto questa linea, e nessuna sopra di essa.

Oltre a stabilire una combinazione massima dimensioni-densità, la relazione rappresenta anche la traiettoria di autodiradamento di una popolazione (Yoda et al., 1963; Hutchings e Budd, 1981b). Se rappresentate sugli assi logaritmici dimensioni-densità le popolazioni seguono inizialmente una traiettoria quasi verticale, cioè con mortalità scarsa o nulla. Avvicinandosi alla linea di autodiradamento, esse vanno soggette ad una mortalità crescente, tendendo ad assumere una traiettoria di sviluppo con pendenza di $-3/2$; ciò avviene tanto più tardi quanto più bassa è la densità iniziale. Infine, raggiunta la linea di autodiradamento, le popolazioni procedono lungo quest'ultima. (Begon et al., 1990). La traiettoria descritta può differire tra popolazioni

separate della stessa specie cresciute in stazioni differenti; tuttavia, le diverse combinazioni di dimensioni e densità a cui si verifica l'autodiradamento con una traiettoria avente una pendenza di $-3/2$ si riflettono solamente in differenze di c (figura 5.3). Le piccole fluttuazioni attorno alla pendenza di $-3/2$ possono invece essere spiegate da variazioni puntuali della relazione dimensione-densità, poiché le cause immediate di mortalità variano di anno in anno (Long e Smith, 1984). Inoltre, poiché la linea di massima densità è solamente una approssimazione di uno stato biologico variabile, ci si deve aspettare che la densità di un dato popolamento fluttui intorno alla linea dopo averla raggiunta (Johnson et al., 2002).

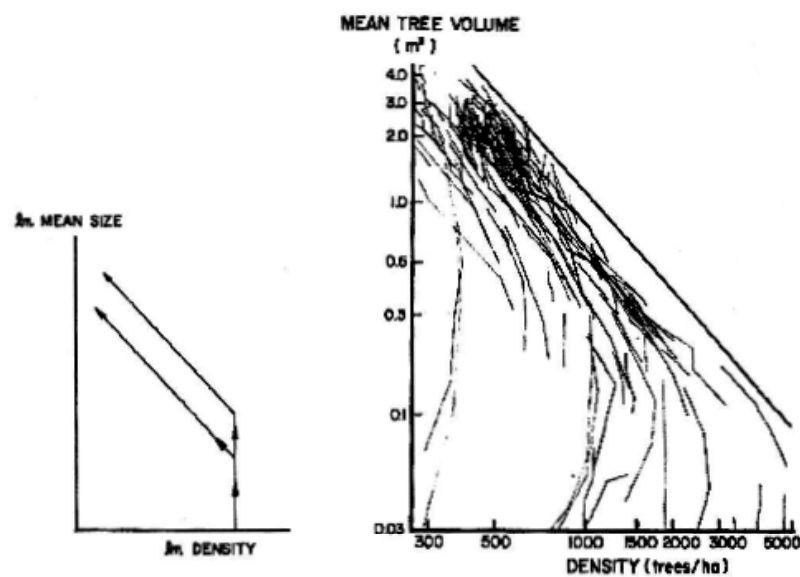


Figura 5.3 – Traiettorie di autodiradamento di due popolazioni la cui combinazione massima di dimensioni medie e densità corrisponde a un'intercetta specifica della stazione; traiettorie di autodiradamento e relazione volume medio – densità per l'abete Douglas (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) (da Long e Smith, 1984).

L'intercetta della retta, che determina il livello del limite, varia ampiamente tra le specie. Secondo Norberg (1988) è influenzata dalla biomassa vegetale per unità di volume e dal rapporto tra altezza totale e larghezza della chioma, a loro volta correlati rispettivamente con la tolleranza all'ombra della pianta e con la forma della chioma. In genere le specie più sciafile hanno un'intercetta maggiore di quelle meno tolleranti, le conifere maggiore delle latifoglie e, per le piante erbacee, le graminee maggiore delle dicotiledoni (White e Harper 1970; Harper 1977; Lonsdale e Watkinson, 1983); un'intercetta maggiore significa che a parità di dimensioni medie più individui possono

sopravvivere nel popolamento. Givnish (1986) ha ipotizzato che il significato biologico dell'intercetta c consista nel tasso con cui la massa di tessuto richiesta per supportare una certa area di copertura della chioma varia con l'altezza della chioma stessa.

Al contrario, all'interno della stessa specie l'intercetta rimane costante (Drew e Flewelling, 1979; Smith e Hann, 1984b) e pertanto indipendente dalla qualità del sito. Ciò significa che una popolazione in una stazione migliore raggiungerà il limite più rapidamente di un popolamento ugualmente denso e posto in una stazione peggiore, ma entrambi raggiungeranno lo stesso limite. Variazioni intraspecifiche nell'intercetta si sono rilevate solamente in occasione di grandi variazioni climatiche (Harms et al. 1994) o differenze genetiche (Nance et al. 1987), sebbene le ricerche siano poco rigorose e incoerenti tra loro; ulteriori studi sono necessari per verificare quanto queste influenze siano di importanza selvicolturale.

Il livello della linea massima dimensioni-densità, cioè il valore della costante di proporzionalità, varia con la specie; in generale, è più alto per specie più tolleranti (Daniel, Helms e Baker, 1979). Utilizzando il volume anziché la massa media, Drew e Flewelling (1977, 1979) descrivono tre livelli principali nella relazione tra dimensione e densità, individuati da diversi valori di c (figura 5.4). La linea superiore descrive le dimensioni massime che un popolamento può raggiungere ad una data densità, e rappresenta il limite dimensionale morfologico e fisiologico per una specie cresciuta in assenza di competizione interspecifica. La linea mediana descrive il limite inferiore della “zona di imminente mortalità da competizione”, una zona di dimensioni e densità dove si verifica la mortalità dipendente dalla densità; questa zona è equivalente alla fascia di autodiradamento di Westoby (1984). La linea inferiore indica l'inizio della competizione tra le piante, senza che si verifichi mortalità densità-dipendente, ma con tassi di crescita relativi in diminuzione a mano a mano che le risorse diventano più limitanti.

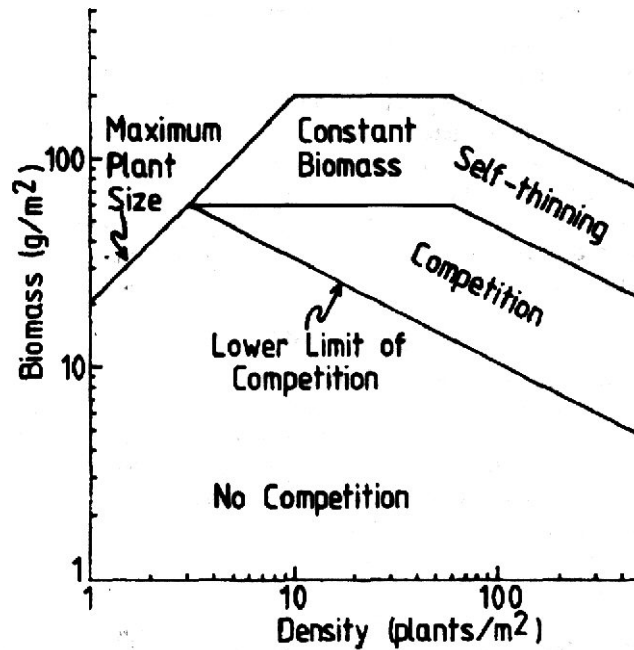


Figura 5.4 – Relazione tra densità e biomassa per una ipotetica specie vegetale; sono indicate le linee corrispondenti all’inizio della competizione, all’inizio dell’autodiradamento e al limite dimensionale della specie (da Drew e Flewelling, 1977).

Drew e Flewelling (1979) ipotizzano che la soglia di autodiradamento corrisponda a densità relative pari a circa il 55% della massima densità della specie per un dato volume medio. La mortalità può verificarsi anche a densità relative inferiori a questo valore, ma qui la probabilità che si verifichi non dipende dalla densità del popolamento. Oltre una densità relativa del 55% i popolamenti entrano nella zona di imminente mortalità da competizione e il rischio di mortalità per competizione tra gli alberi, incendi, insetti e patologie aumenta. Molte prescrizioni gestionali raccomandano di diradare i popolamenti quando raggiungono una densità relativa di 60-70%.

La chiusura delle chiome, come funzione di dimensioni medie e densità, è tipicamente stimata al punto in cui le chiome adiacenti iniziano a toccarsi; in diversi studi la linea di chiusura delle chiome è vicina ad una densità relativa costante, che va dal 15% al 25% a seconda dell’indice di densità relativa utilizzato (Drew e Flewelling, 1979; McCarter e Long, 1986).

I valori di densità relativa individuati possono aiutare a caratterizzare l’andamento dell’accrescimento individuale e dei popolamenti, dando indicazioni

quantitative su questo processo che, come si è visto, è stato spesso caratterizzato solo qualitativamente. Sotto una certa soglia di densità relativa, corrispondente alla chiusura delle chiome e all'instaurarsi della competizione, la crescita aumenta linearmente con la densità relativa poiché il numero di alberi cresciuti liberamente aumenta. A densità relative tra il 15% e il 40% l'incremento per unità di superficie aumenta con la densità, ma la crescita individuale diminuisce. A densità relative tra il 40% e il 55%, la crescita per unità di superficie non è influenzata dalla densità: si ritiene infatti che avvicinandosi alla piena occupazione del sito, le opposte influenze del crescente numero di piante e della crescita individuale sempre più ridotta risultino in una perfetta compensazione della densità, in modo tale che la crescita complessiva del popolamento diventa indipendente dalla densità relativa (Langsaeter, 1941; Mar:Møller, 1947; Braathe, 1957). Infine, per livelli ancora superiori di densità relativa, la crescita netta può ridursi considerevolmente se si verifica una mortalità intensa. La relazione tra le conclusioni di Langsaeter (1941) e quelle quantitative di Drew e Flewelling (1979) è evidente, anche se questi ultimi non hanno tentato di quantificare la produttività degli individui e del popolamento al di là dei livelli di densità relativa indicati, che stabiliscono dei limiti per i *density types* descritti da Langsaeter.

Long (1985) colloca questi limiti a densità relative del 25%, 35% e 60%, corrispondenti ai tipi di densità di Langsaeter I-II-III rispettivamente. Inoltre, una volta che i popolamenti hanno raggiunto una densità relativa dell'80%, la competizione tra le risorse è estrema ed è stata elevata per un periodo esteso. Per questo, è probabile che alberi cresciuti in queste condizioni non abbiano la capacità di rispondere all'immissione di risorse addizionali (luce, umidità e nutrienti), nel caso in cui disturbi naturali o trattamenti di gestione riducessero la densità attraverso la rimozione degli alberi o della vegetazione adiacente. Long ha criticato il modello che prevede una diminuzione finale dell'incremento del popolamento ad alti livelli di densità, sostenendo invece che esso si avvicina gradualmente ad un asintoto massimo dopo aver raggiunto la soglia dell'autodiradamento (figura 5.5). Marshall et al. (1992) suggeriscono densità relative superiori al 40% per raggiungere un incremento del popolamento vicina a quella massima.

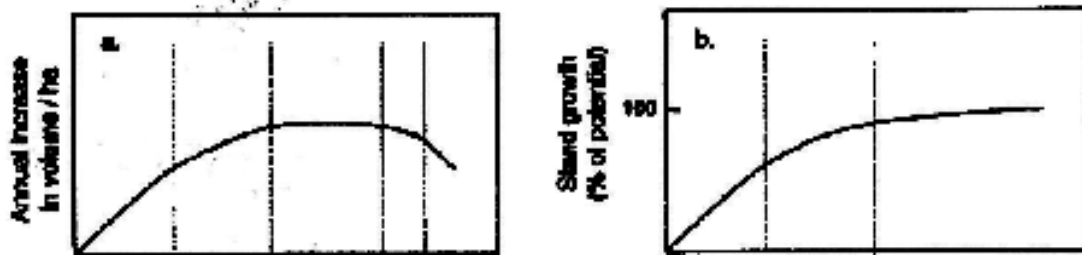


Figura 5.5 – Relazione tra accrescimento e densità come ipotizzata da Langsaeter (a) e Long (b) per un livello crescente di competizione intraspecifica (da Dean e Baldwin, 1996c).

La pendenza di molte linee di autodiradamento in popolazioni monospecifiche è vicina a $-3/2$ (Yoda et al., 1963; White e Harper, 1970; White, 1980); Westoby (1984) e Weller (1985) fanno riferimento ad ulteriori esempi e White (1980) presenta pendenze di diradamento tra $-1,8$ e $-1,3$ come esempi della stessa regola quantitativa. Inoltre, lo stesso valore sembra emergere quando popolamenti plurispecifici vengono rappresentati su un singolo grafico, sia come linea limite per i popolamenti maturi (Gorham, 1979), sia come traiettoria di autodiradamento delle singole specie (White, 1980). Poiché esiste una relazione interspecifica, nonostante grandi differenze nella forma e nella crescita tra le specie, questa è stata interpretata come una prova che il modello di Yoda et al. (1963) per la competizione intraspecifica è applicabile ad una vasta gamma di organismi e forme vegetali (figura 5.6), variabili in dimensioni da piccole erbe a grandi alberi (Gorham, 1979; White, 1980, 1981; Westoby, 1981; Malmberg e Smith, 1982) o addirittura a tutte le specie vegetali (Hutchings e Budd 1981b, Hutchings, 1983), ed è valida per più di sette ordini di grandezza di massa e più di cinque ordini di grandezza di densità (Gorham, 1979). Gli ecologi hanno attribuito grande importanza teorica e pratica alla regola dell'autodiradamento che, oltre ad applicarsi a popolazioni monospecifiche, è ritenuta governare popolazioni coetanee di due (White e Harper, 1970; Bazzaz e Harper, 1976; Malmberg e Smith, 1982) o più specie (White, 1980, 1981). La regola è stata usata per confrontare le età relative o le fertilità di popolazioni cresciute in stazioni differenti (Yoda et al., 1963; Barkham, 1978) o per formulare inferenze sulle cause principali di mortalità in una popolazione (Barkham, 1978; Schlesinger, 1978).

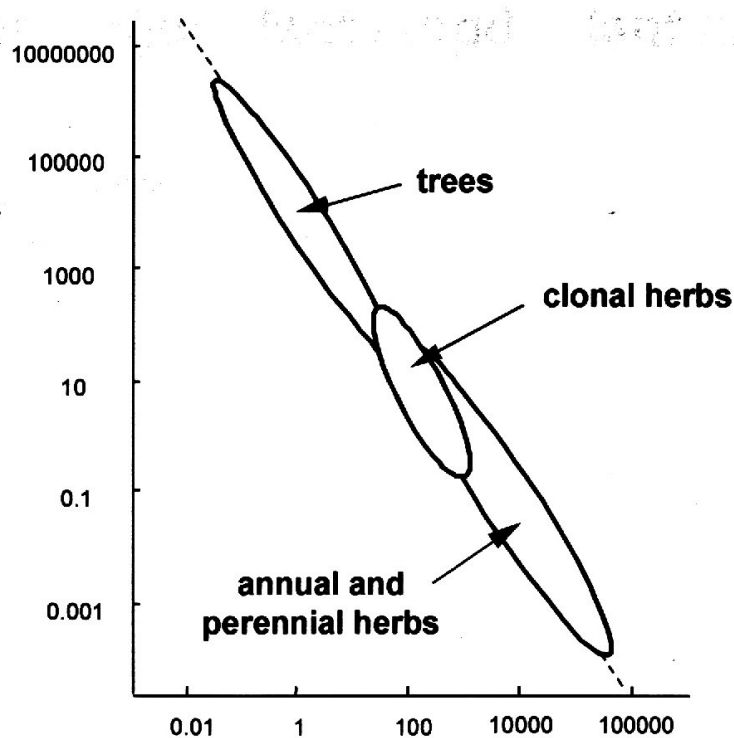


Figura 5.6 – L'autodiradamento nel regno vegetale; sull'asse delle ascisse è rappresentata la densità in piante/m², sulle ordinate la massa media in grammi (da Schmid e Stöcklin, 1991).

È un fatto molto interessante che tutti i tipi di piante abbiano una linea di autodiradamento con una pendenza di $-3/2$, anzi giacciono pressappoco sulla stessa linea (Begon et al., 1990), con intercette comprese in un intervallo ristretto. L'intero spettro di dimensioni e forme delle piante sembra giacere sulla medesima linea, comprendendo le sequoie (*Sequoia sempervirens* (D. Don) Endl.), i più alti alberi conosciuti, e anche *Chlorella spp.*, un'alga unicellulare (Scrosati, 1997). Ma ciascuna specie in un dato ambiente si dirada soltanto lungo una parte della sua linea globale di autodiradamento, poiché inizia la sua traiettoria di sviluppo con una retta verticale per poi seguire, da un certo momento in poi, una parte della linea con pendenza di $-3/2$. Differenti specie entrano nella linea globale e la abbandonano in differenti punti (Begon et al., 1990).

Osservando in modo particolare una coorte in sviluppo, si può notare come la luce venga catturata in maggiore misura dalle foglie che riescono a sovrastare quelle vicine. Le foglie che hanno successo sono perciò quelle sostenute da lunghi piccioli o da tessuto morto persistente come quello del fusto. La popolazione, perciò, risulta

composta da individui progressivamente meno numerosi e più grandi, che portano le loro chiome su una frazione sempre più ampia di tessuto di sostegno morto o non fotosintetizzante. È questo tessuto morto che una popolazione accumula via via che procede lungo la linea di autodiradamento con pendenza di $-3/2$; la linea di autodiradamento complessiva nel regno vegetale (figura 5.6) mostra infatti un passaggio da piante erbacee ad arbusti e alberi man mano che si procede verso livelli di densità più bassi, con l'aumentare di biomassa totale rappresentato principalmente da tessuti morti (Begon et al., 1990).

Sebbene la legge dell'autodiradamento descrivesse originariamente popolamenti non gestiti, Drew e Flewelling (1977, 1979) e Long (1985) ne hanno tratto indicazioni selvicolturali; come strumento di gestione, la regola è considerata utile in tutte le applicazioni che richiedono una previsione dei limiti di produzione di biomassa per una certa specie e per i diversi livelli di densità (Hutchings, 1983). La gestione della densità consiste nell'identificare la distanza dal confine dimensione-densità a cui un particolare popolamento dovrebbe essere gestito (Dean e Baldwin, 1993). Vengono stabiliti così un limite superiore ed inferiore di densità che si riflettono nella programmazione dei diradamenti. Il limite superiore è scelto in modo da ottenere una crescita del popolamento accettabile e un buon vigore individuale, mentre il limite inferiore è scelto per mantenere una buona occupazione del sito (Drew e Flewelling, 1979; McCarter e Long, 1986; Dean e Jokela, 1992; Dean e Baldwin, 1993).

Nonostante l'apparente sicurezza con la quale sono state finora esposte le teorie e illustrati i risultati raggiunti in merito alla legge dell'autodiradamento, esistono ancora forti resistenze e fondati dubbi sulla validità di questa legge (Sprugel, 1984; Zeide, 1985; Weller, 1987a). Tali dubbi impongono un'analisi ulteriore delle ragioni teoriche e dell'evidenza empirica della legge stessa, principalmente a proposito dei popolamenti puri monospecifici, i quali costituiscono un esempio efficace e completo di autodiradamento.

Per spiegare la relazione individuata, Yoda et al. (1963) propongono un semplice modello geometrico, basato sulle relazioni allometriche proprie delle piante. Il modello si basa su tre postulati:

1. La massa o il volume delle piante sono dimensioni lineari;
2. Le piante mantengono la loro forma durante lo sviluppo del popolamento;
3. L'azione combinata della crescita della chioma e dell'autodiradamento mantiene la completa copertura.

Il modello assume che la massa media delle piante sia proporzionale al volume medio, a sua volta ritenuto proporzionale a qualsiasi dimensione lineare della pianta elevata alla terza potenza. Se si considera come dimensione di interesse il diametro di chioma d_c , il volume dell'albero viene paragonato ad un cilindro la cui area di base corrisponde all'area di inserzione della chioma; tale cilindro rappresenta lo "spazio esclusivo" dell'albero (Norberg, 1988). Questo spazio tridimensionale sviluppa concettualmente l'albero, estendendosi dalla cima della chioma verso il basso, fino alla corrispondente area di terreno e allo spazio del suolo. Il valore di questa semplice considerazione geometrica e la sua relazione con la regola dell'autodiradamento è evidente per la relazione geometrica che intercorre tra il volume di un cilindro e il suo diametro. Assumendo l'altezza del cilindro proporzionale al suo diametro, il volume del cilindro è proporzionale al diametro elevato alla terza potenza, oppure al diametro al quadrato elevato alla potenza di $3/2$. Per soddisfare l'analogia geometrica, il modello di autodiradamento deve fornire una misura di d_c^2 . Tale misura è data dal numero di piante per unità di superficie (N): poiché il reciproco di N rappresenta l'area occupata dalla pianta media, N è legato all'area di chioma e quindi al diametro di chioma. Per ogni aumento unitario in area di chioma, lo spazio esclusivo (volume) di un albero aumenta di un fattore $3/2$; così, data una disponibilità finita di spazio di crescita, il numero di piante in quello spazio deve diminuire del fattore $-3/2$ per aumento unitario di area di chioma (Johnson et al., 2002). Per conformarsi a questo modello geometrico, un albero deve mantenere lo stesso rapporto tra altezza e diametro durante l'autodiradamento; di conseguenza le varie strutture dell'albero, compresi il fusto e la chioma, devono rimanere proporzionalmente simili in tutto lo sviluppo (Yoda et al., 1963). Tale costanza di proporzioni è nota come isometria o similarità geometrica (McMahon e Bonner, 1983; Norberg, 1988).

In una discussione dettagliata di questo modello, White (1981) sottolinea che i primi due assunti raramente hanno riscontro nella realtà, mentre il terzo, seppure generalmente vero, potrebbe non essere applicabile a qualche popolazione rada ma di densità apparentemente limitata in stazioni xeriche (Gholz, 1980). White offre un modello alternativo, basato sull'osservazione che in popolamenti completamente chiusi (quindi con probabili dinamiche di autodiradamento) la proiezione delle chiome al suolo è una costante (Kajihara, 1977). Egli elabora una relazione allometrica generale tra il diametro medio e l'area media di insidenza delle chiome, analizzando popolamenti che rappresentano diverse specie, densità e stadi di sviluppo.

Questa teoria è stata ulteriormente avvalorata da Long e Smith (1984) attraverso un modello di proporzionalità tra l'area fogliare, considerata costante in una popolazione che abbia raggiunto la piena occupazione del sito, e il diametro medio (Sato, 1962). È stato proposto che le popolazioni forestali incomincino ad autodiradarsi avvicinandosi ad una massima area fogliare specifica per specie e stazione. A densità costante, un aumento in dimensioni medie è associato con un aumento in area fogliare per albero; l'area fogliare totale continua a crescere finché una o più risorse non diventano limitanti. Il limite superiore dell'area fogliare è stato dimostrato variabile con fattori come l'equilibrio idrico del suolo (Waring et al., 1978), la quota e la luce (Hutchings e Budd, 1981b; Lonsdale e Watkinson, 1982). Quando un popolamento in fase di sviluppo raggiunge il limite superiore per l'area fogliare totale, l'area fogliare media può aumentare solo se la densità si riduce (Long e Smith, 1984). La morte di un albero riduce temporaneamente l'area fogliare totale e la competizione, ma solo finché l'area fogliare dei sopravvissuti non aumenta. L'autodiradamento pertanto agisce per preservare l'area fogliare di equilibrio totale e presumibilmente mantenere un particolare livello di competizione; le relazioni dimensione-densità rappresentano una conseguenza della redistribuzione di una quantità fissa di fogliame tra un numero decrescente di individui sempre più grandi. In un popolamento autodiradante con biomassa fogliare in equilibrio, il fogliame è distribuito tra le piante in proporzione all'area basimetrica individuale di tessuto conduttore vitale (alburno), mentre l'area basimetrica totale di alburno è direttamente proporzionale al livello di equilibrio di fogliame. In seguito alla morte di un albero, le chiome degli alberi rimanenti si espandono finché il fogliame e l'area dell'alburno raggiungono nuovamente il livello di equilibrio redistribuendosi tra gli alberi (Long e Smith, 1984). La relazione apparente tra

area fogliare e dimensione-densità suggerisce non solo un meccanismo funzionale per spiegare l'autodiradamento, ma può anche spiegare le differenze interspecifiche osservate nell'intercetta c della regola dell'autodiradamento. Qualsiasi fattore stazionario o trattamento che influenzi l'area fogliare totale che una popolazione può sostenere può anche influenzare la traiettoria di autodiradamento della popolazione (Dean e Baldwin, 1996a).

Zeide (1987) fornisce un'analisi differente dei postulati di Yoda et al. (1963). Secondo questo autore, infatti, la copertura completa delle chiome non esiste in nessuna fase dello sviluppo, comprese quelle di intenso autodiradamento. La chiusura orizzontale delle chiome nei popolamenti coetanei è un processo in costante cambiamento. Il grado di chiusura è influenzato da due fattori opposti e tra loro legati: la crescita laterale delle chiome, che aumenta la copertura, e la mortalità, che la diminuisce. L'equilibrio di questi fattori non è perfetto, e dopo lo stadio di perticaia la copertura diminuisce gradualmente mentre l'area complementare delle soluzioni di continuità aumenta con l'età. Uno dei processi responsabili di questa diminuzione di copertura è che le dimensioni delle aperture create dalla caduta di singoli alberi aumentano quando gli alberi diventano più maturi e più grandi, mentre la capacità delle piante vicine di richiudere la radura diminuisce con l'età. Pertanto, se la forma degli alberi fosse fissa, si potrebbe prevedere che il valore reale della pendenza della linea di autodiradamento dovrebbe aumentare (cioè la curva divenire più piatta) con l'età. Questa variazione nella pendenza non influenza solo il valore dei coefficienti delle equazioni originarie, ma la stessa forma dell'equazione, basata sull'assunto che la pendenza rimane costante. Funzioni esponenziali elementari potrebbero non essere più adatte alla descrizione dell'autodiradamento in popolamenti con una quantità variabile di interruzioni nella copertura (Zeide, 1987).

Già i primi ricercatori che avevano utilizzato il diametro per predire la biomassa totale o il volume dei popolamenti forestali (Ogawa et al. 1961; Tadaki, 1966) avevano notato che l'allometria media della popolazione, e non le relazioni allometriche derivate dai singoli alberi, sono importanti per predire la provvigione della popolazione (Osawa e Allen, 1993). In altre parole, se le relazioni allometriche degli alberi e quelle medie del popolamento sono spesso simili, in alcune situazioni possono differire anche di molto. Cameron (1988) ha dimostrato che le relazioni allometriche variano tra regioni

geografiche; esiste inoltre il cosiddetto “problema della memoria” associato ai cambiamenti strutturali (Drew e Flewelling, 1979; Long, 1985; Cameron, 1988): un popolamento fortemente diradato non avrà le stesse dimensioni medie o la stessa allometria di un popolamento simile con la medesima densità che non ha subito lo stesso trattamento.

Inoltre, esiste un importante concetto biologico che si oppone al postulato della similarità geometrica: a causa di fattori meccanici, fisiologici ed ecologici qualsiasi variazione nelle dimensioni di un organismo implica una forma differente (Gould, 1966). Il postulato è anche in contraddizione con l’assunto della chiusura completa delle chiome: se la copertura fosse completa per un lungo periodo di tempo, allora ci si dovrebbe aspettare una profondità di chioma costante. Questa intercetterebbe l’intera radiazione luminosa fisiologicamente attiva, rendendo impossibile l’esistenza di rami vivi sotto le chiome. Quando si verifica la mortalità, l’ampiezza di chioma deve aumentare per recuperare la chiusura completa; pertanto, il postulato dell’occupazione piena implica che l’ampiezza media della chioma, che aumenta nel tempo, sia indipendente dalla lunghezza media di chioma (che rimarrebbe fissa), mentre l’assunto della forma costante comporta una proporzionalità tra le due variabili. Inoltre, gli alberi crescono con grande plasticità per trarre vantaggio dal loro ambiente di competizione sempre variabile (Sorrensen-Cothorn et al., 1993). Ad esempio, un lato della chioma si può ampliare nell’apertura creata dalla morte o rimozione di uno degli alberi vicini, fatto che espande la chioma rendendola asimmetrica. Queste conclusioni non negano l’esistenza di uno specifico limite di biomassa per un dato numero di piante, ma non c’è ragione per credere che la linea limitante abbia una pendenza di $-3/2$ su scala logaritmica o qualsiasi altra pendenza costante (Zeide, 1987).

Discrepanze tra il tasso di autodiradamento reale e le previsioni della legge erano riportate già nelle pubblicazioni originali. Yoda et al. (1963), che derivarono la legge da esperimenti con piante erbacee annuali, menzionarono (senza fornire alcuna statistica) che la bontà del modello applicato ai popolamenti forestali era moderata, con pendenze più ripide di $-3/2$ per le specie più tolleranti. White e Harper (1970), utilizzando tavole allometriche inglesi, trovarono che le pendenze di diradamento di tutte le specie studiate erano considerevolmente più ripide di quanto previsto. Sebbene

alcune ricerche su aree di saggio temporanee confermassero la legge (White, 1980; Long, 1982) molti studi seguenti rivelarono deviazioni anche più ampie con pendenze che variavano da -0,96 (Lieffers e Campbell, 1984) a -3,75 (Wannamaker e Carleton, 1983). Pendenze più ripide di $-3/2$ sembrano essere tipiche di popolamenti densi in condizioni ottimali (White e Harper, 1970), mentre pendenze più dolci sono comuni in condizioni sub-ottimali associate con alta latitudine (Lieffers e Campbell, 1984), quota (Sprugel, 1984), bassa intensità di luce (Furnas, 1981; Lonsdale e Watkinson, 1982), aridità (Schlesinger e Gill, 1978), ridotta potenza del suolo (Furnas, 1981) o altri problemi legati all'ambiente pedologico (Westoby, 1984). La storia del popolamento e l'eterogeneità della stazione producono, nella chiusura delle chiome, andamenti non previsti dalla legge, e sono anche responsabili per le deviazioni da essa (Wannamaker e Carleton, 1983; West e Borough, 1983). Molte ricerche (Christensen e Peet, 1981; Wannamaker e Carleton, 1983; Binkley, 1984) evidenziano che i punti che rappresentano dimensioni medie e densità, rappresentati su scala logaritmica, non formano una linea retta e, secondo il segmento di dati considerati, pendenze piuttosto differenti possono essere calcolate dallo stesso campione.

Secondo Weller (1987a), esistono importanti problemi analitici in ciascuna delle fasi richieste per la formazione di una linea di autodiradamento: la selezione dei campioni da usare, la scelta della formulazione matematica, la stima della pendenza della retta e il confronto della pendenza trovata con il valore predetto dalla regola dell'autodiradamento.

Prima di tutto, la linea di autodiradamento è un asintoto individuabile solo a patto che i popolamenti osservati siano sufficientemente affollati. Per stimare la pendenza e la posizione di tale linea usando la statistica lineare è necessario eliminare dalle popolazioni i campioni dove non si verifica mortalità dipendente dalla densità, come giovani popolamenti che non hanno ancora raggiunto la linea di autodiradamento, popolamenti a bassa densità a causa di un insediamento carente o di mortalità non densità-dipendente, popolamenti senescenti (Mohler et al., 1978). L'incapacità di eliminare tali punti distorce le stime della linea di autodiradamento, specialmente se la normale variabilità biologica dei dati si sovrappone ad errori di misurazione. Poiché non esiste un criterio a priori per stimare la posizione della linea di autodiradamento, la

decisione di eliminare i dati incongrui deve essere presa a posteriori (Westoby e Howell, 1982; Westoby, 1984). Un metodo valido per identificare i punti irrilevanti è l'esame visivo della loro distribuzione sul grafico dimensione-densità; sebbene siano stati proposti criteri più oggettivi (Mohler et al., 1978; Hutchings e Budd, 1981b, Westoby, 1984), questi sembrano privi di giustificazioni teoriche solide, mentre l'eventualità di modificare i dati prima di verificare l'ipotesi potrebbe ridurre l'obiettività dell'analisi.

La probabilità di distorsioni aumenta a seconda della formulazione matematica utilizzata per la relazione di autodiradamento; sebbene le due forme siano matematicamente equivalenti, non lo sono statisticamente. Infatti, le variazioni della massa o delle dimensioni medie delle piante sono fuorvianti, poiché possono essere causate tanto dalla crescita delle piante viventi quanto dall'eliminazione delle piante piccole. Pertanto, le dimensioni medie del popolamento aumentano più rapidamente che non le dimensioni delle singole componenti (Bruce e Schumacher, 1950). Inoltre la massa media aumenta quando i piccoli individui muoiono, anche se i sopravvissuti in realtà non crescono (Westoby e Brown, 1980, Westoby, 1984). Al contrario, la densità di biomassa aumenta solo attraverso la crescita e decresce sempre con la mortalità, così la relazione basata sulla massa totale per unità di superficie (equazione 5.3) è più chiaramente interpretabile.

Ancora, se da una parte l'utilizzo di dati da popolazioni che sperimentano una mortalità non dipendente dall'affollamento provoca distorsioni nella stima della linea di diradamento, dall'altra l'interpretazione degli effetti di trattamenti sperimentali o fattori ambientali può essere fonte di aberrazioni ulteriori.

La stima dell'equazione dell'autodiradamento avviene tracciando una linea ideale che sottenda tutti i campioni, interpolando cioè i dati massimi (Hutchings e Budd, 1981b). Questo metodo potrebbe anche eliminare la necessità di eliminare i dati di popolazioni non affollate, alleggerendo così le difficoltà che derivano dalla modifica del campione. Tuttavia non esistono metodi statistici per individuare tale confine, così le linee di autodiradamento sono tracciate sui dati prossimi al limite massimo con tecniche standard come la regressione lineare ai minimi quadrati (Hutchings e Budd, 1981b). Nella sua analisi, Weller (1987a) sostiene che la regressione è inappropriata per

tracciare le linee di diradamento, poiché entrambe le variabili sono soggette ad errori e nessuna viene controllata sperimentalmente, cosicché nessuna può legittimamente essere designata come variabile indipendente nella regressione (Mohler et al., 1978). Gli errori sono limitati se le due variabili sono strettamente correlate, ma errori significativi possono verificarsi a livelli di correlazione più bassi.

Leduc (1985) ha esaminato 24 studi relativi alla legge dell'autodiradamento e ha riscontrato che in un terzo di essi la linea era stata tracciata a mano senza alcun calcolo, ma solamente assumendo una pendenza prefissata e affidandosi al tracciamento visivo della linea nella posizione appropriata. Tre autori hanno usato come procedura statistica l'analisi delle componenti principali (Mohler et al., 1978), mentre la maggior parte ha utilizzato la regressione lineare sui dati trasformati in logaritmi. La differenza tra le pendenze riscontrate e quelle previste, riportata in molte pubblicazioni, non ha impedito ai loro autori di affermare la correttezza della legge, che sembra aver preso vita propria indipendentemente dai fatti.

Per rimuovere la possibilità di distorsioni dovuti alla selezione del campione, Zeide (1987) consiglia di testare la legge usando dati di lungo termine da aree permanenti o tavole alometriche basate su tali dati. Ricerche simili su specie americane ed europee come il pino strobo (*Pinus strobus* L.), il pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) o l'abete rosso (*Picea abies* (L.) Karst.) indicano che in generale, durante il periodo di intensa competizione, la linea di diradamento sarebbe meglio rappresentata da una curva con la concavità rivolta verso il basso. Quando la chiusura delle chiome è al suo massimo, le tangenti alla curva sono più ripide di quanto previsto dalla legge; con una copertura decrescente la linea diventa più piatta del previsto, assumendo ad un certo momento il valore di $-3/2$ ma senza soffermarvisi. Nelle stazioni migliori, dove le chiome mantengono la chiusura per un periodo più lungo, l'appiattimento della pendenza nel tempo non è così drastico come nelle stazioni peggiori. Quando si considera l'intero periodo di intenso autodiradamento deve essere scartata anche l'ipotesi di una pendenza costante, che potrebbe adattarsi a periodi più limitati solo perché un segmento sufficientemente breve di qualsiasi curva può essere approssimato da una linea retta (Zeide, 1987).

Cao et al. (2000) ipotizzano che la relazione tra diametro medio e densità potrebbe avere la forma di una curva convessa in scala logaritmica con il procedere dell'autodiradamento. Sebbene la mortalità abbia una forte componente stocastica, usare il principio di autodiradamento come base per modellare la mortalità sembrerebbe appropriato quando la mortalità dovuta alla densità è predominante rispetto a quella dovuta ad altre cause. In base a questo presupposto, questi autori hanno sviluppato un sistema di equazioni per modellare lo sviluppo del popolamento in base agli effetti reciproci della crescita in diametro e della mortalità nel tempo:

$$(5.8) \quad N_{t+1} = N_t - (N_t - N_{m,t+1}) \times 10^{b(d_{m,t} - d_t)}$$

dove d_t è il diametro medio al tempo t ; $d_{m,t}$ è il massimo diametro medio al tempo t ; N_t è la densità al tempo t ; N_{t+1} è la densità al tempo $t+1$; $N_{m,t+1}$ è il limite inferiore per la sopravvivenza del popolamento al tempo $t+1$ soggetto a massima mortalità e b è un coefficiente stimato per la specie studiata (*Pinus taeda* L.).

Infine, la valutazione dell'adeguatezza della regola dell'autodiradamento è stata segnata dalla mancanza di un criterio oggettivo per verificare la corrispondenza dei dati osservati con la regola stessa. Pendenze comprese tra -1,8 e -1,3 sono state considerate esempi della stessa regola quantitativa (White, 1980), ma non esiste nessuna base oggettiva per affermare che lo scostamento di questi valori da quello standard di -3/2 non sia significativo. In effetti, questi limiti rappresentano previsioni molto differenti sulla crescita della popolazione, poiché, ad esempio, una diminuzione in densità di 100 piante per unità di superficie corrisponderebbe a un aumento di biomassa almeno decuplicato in un caso rispetto all'altro (Weller, 1987a), sebbene le due popolazioni mostrino un comportamento qualitativamente simile nel seguire traiettorie lineari di autodiradamento. Un test statistico dell'ipotesi che la pendenza di diradamento osservata rientri nell'ambito dei valori predetti fornisce una prova più oggettiva dell'aderenza alla regola. Il test dovrebbe essere accompagnato da test delle ipotesi alternative, poiché solo campioni che possono discriminare tra alternative ragionevoli forniscono una prova convincente della regola di autodiradamento. Due alternative sono particolarmente importanti: l'ipotesi nulla, cioè che non sia presente alcun effetto

competitivo, e l'ipotesi che una capacità di carico costante mantenga la densità di biomassa del popolamento al di sotto di un livello prefissato.

Weller (1987a) ha rianalizzato secondo i criteri da lui stesso individuati i dati citati da altri ricercatori come prove della regola dell'autodiradamento, riscontrando una variabilità così alta da mettere in discussione l'esistenza stessa della regola. Citando il lavoro di Furnas (1981), che dimostrò sperimentalmente che la posizione di una linea di diradamento può rispondere alle variazioni nella disponibilità di nutrienti, e correlando a sua volta le pendenze di autodiradamento con altre variabili biologiche – come la tolleranza all'ombra o la categoria tassonomica – Weller afferma che le differenze nella pendenza sono almeno parzialmente dovute a differenze biologiche, e non solamente conseguenti a errori casuali di misurazione. Anche Zeide (1985, 1987) conclude che la pendenza di diradamento non è costante, ma varia sistematicamente con la specie e la stazione; come suggerito da Sprugel (1984), la pendenza di $-3/2$ sembra ora rappresentare un'eccezione piuttosto che la regola.

In sintesi, molti studi dimostrano un'associazione lineare tra dimensioni medie e densità come predetto dalla regola dell'autodiradamento, ma la pendenza della relazione varia tra le popolazioni in modo che esse non sembrano obbedire ad una singola regola quantitativa. Miyanishi et al. (1979) hanno tentato di generalizzare la regola dell'autodiradamento per tener conto di queste variazioni, ma la loro proposta è stata criticata da White (1981) e Westoby (1984) poiché una simile generalizzazione finirebbe per vanificare la forza esplicativa della regola stessa. Più tardi è stato dimostrato (Hynynen, 1993) che i parametri della linea di autodiradamento possono variare con specie e stazione.

Diversi autori hanno realizzato che la massa media per pianta non è direttamente legata al numero di piante, dal momento che l'intera area ricoperta da una pianta è occupata dalla sua chioma, che rappresenta solo una frazione della massa totale dell'albero. Come risultato, diverse modificazioni della legge sono state proposte con lo scopo di giustificare la pendenza di $-3/2$. Westoby (1977) ritiene che questa pendenza possa essere osservata usando l'area fogliare per unità di massa anziché la massa totale dell'albero; Lonsdale e Watkinson (1983) suggeriscono il volume di chioma per lo

stesso scopo; West e Borough (1983) mostrano che la massa media delle piante dominanti e non di tutte quelle viventi dovrebbe essere usata per ottenere questa pendenza. Secondo i dati forniti dagli autori, ciascuna delle variabili proposte produce la pendenza desiderata.

McFadden e Oliver (1988) integrano tre modelli bidimensionali di sviluppo (dimensioni e numero di piante, dimensioni ed età, numero ed età) in un singolo modello tridimensionale di crescita. In questo modello, lo sviluppo può seguire qualsiasi traiettoria nelle tre dinamiche, a seconda della densità iniziale e dell'età. Anche Garcia (1993) ha affermato che la linea di autodiradamento si sviluppa in realtà in uno spazio tridimensionale dalle coordinate diametro medio, altezza e densità; le linee limite elaborate su un piano bidimensionale non sono che una approssimazione lineare della traiettoria in tale spazio. Per popolamenti naturali non gestiti, dove la densità e l'autodiradamento non sono dati modificabili, le approssimazioni sono accettabili a patto che la densità iniziale non sia molto variabile. In questo caso, le proiezioni della traiettoria di autodiradamento su qualsiasi piano bidimensionale daranno relazioni ragionevoli tra coppie di variabili. Al contrario, con ampie variazioni nella densità iniziale le linee di sviluppo compongono una superficie di autodiradamento, in modo che la maggior parte delle proiezioni lineari non è accurata se non in situazioni molto particolari. Del resto, risale già a Briegleb (1952) l'idea che per popolamenti non gestiti sia inadeguato correlare due sole variabili e che occorra cercare fra tutte e tre una relazione che descriva un piano limitante generato dalle traiettorie delle linee limite nello spazio ($d_m; H; N$):

$$(5.9) \quad \ln d_m + \ln H + \ln N = \text{costante}$$

Un'altra spiegazione per le deviazioni dalla regola dell'autodiradamento potrebbe consistere nella necessità di guardare alla legge come a una generalità ecologica su larga scala, che potrebbe non essere applicabile per stime dettagliate di biomassa ma che è utile per una larga comprensione degli ecosistemi. In altre parole, la legge è essenzialmente accurata sebbene possa non essere precisa.

Questo punto di vista sarebbe convincente se le deviazioni fossero casuali e se le pendenze rimanessero costanti durante lo sviluppo di popolamenti chiusi; queste

condizioni, tuttavia, non sono soddisfatte (Zeide, 1987), poiché le pendenze cambiano sistematicamente con la qualità del sito, la tolleranza e l'età piuttosto che fluttuare semplicemente attorno ad un valore costante. Zeide (1985) ha notato un risvolto positivo nell'apparente fallimento della regola: la pendenza di diradamento può essere più utile come variabile che non come costante spuria. La differenza tra le pendenze può infatti fornire una valida misura delle differenze ecologiche tra specie e tra popolamenti ed essere un potente stimolo per ulteriori ricerche sul fenomeno della competizione intraspecifica.

Per quanto riguarda le influenze della stazione sull'autodiradamento, almeno in alcuni ambienti i fattori ambientali di varia natura (come estremi climatici o attacchi parassitari) giocano un ruolo altrettanto importante della competizione nella regolazione della densità dei popolamenti. Vygorskaya et al. (2002) hanno dimostrato che in popolamenti naturali non gestiti le interazioni competitive che sono alla base della regola dell'autodiradamento non sono la causa principale della diminuzione di densità, ma questo effetto è dovuto a disturbi naturali esterni, principalmente estremi climatici come siccità e vento, che determinano la demografia forestale. La competizione può avere il ruolo di preselezionare gli individui che sono sensibili ai disturbi, ma un nuovo ruolo nel regolare la struttura della vegetazione emerge per gli estremi climatici. Esiste un'interdipendenza tra i due fattori: i popolamenti che attraversano una forte competizione sono più sensibili agli estremi climatici, mentre il risultato derivante dall'azione di questi fattori abbassa la pressione competitiva in modo tale che il processo di autodiradamento si arresta. Secondo la ricerca di questi autori, lo sviluppo a lungo termine della biomassa non segue la linea di autodiradamento teorica nelle foreste naturali mature; questo conferma osservazioni precedenti in foreste naturali non gestite, dove il diradamento non è semplicemente dominato dalla competizione interna ma anche da eventi esterni (Mund et al., 2001; Wirth et al., 2001).

In ogni caso, un diverso numero di interazioni e condizioni ambientali influenza sempre la crescita e la morte degli alberi in modi complessi. Stabilire il ruolo degli stress ambientali nella mortalità è difficile poiché esiste una moltitudine di fattori che agiscono sugli alberi (Manion, 1981; Bossel, 1986; Franklin et al., 1987; Pedersen, 1998). Le variazioni nella struttura genetica pure influiscono sul tasso di mortalità degli alberi (Takahashi et al., 2000); pertanto, sembra impossibile tenere in considerazione

tutti gli impatti sui tassi di morte degli alberi nella cornice di un modello unitario. Il modello dell'autodiradamento fa riferimento al postulato che la popolazione di alberi sia uniforme; secondo Karev (2003) è difficile aspettarsi ulteriori successi nella simulazione delle dinamiche di densità senza rifiutare questo postulato eccessivamente semplificante, che è restrittivo e irrealistico. Invece di costruire ipotesi specifiche riguardanti la dipendenza della mortalità da un grande numero di fattori ambientali, genetici e casuali, questo autore propone di considerare una popolazione di alberi non identici con differenti mortalità, descritte da una data distribuzione di probabilità. L'approccio descritto nella sua ricerca è basato sull'applicazione della teoria generale sulle popolazioni non omogenee (Karev, 2000a, 2000b) al problema dell'autodiradamento dei popolamenti forestali. Il metodo descritto permette di costruire nuove formule di autodiradamento una volta scelta l'appropriata distribuzione iniziale del tasso di mortalità, a seconda del significato biologico che tale distribuzione può assumere.

Riguardo alla legge dell'autodiradamento nella sua valenza interspecifica, Weller (1987a) sostiene che l'esistenza di tale relazione è coerente con entrambe le teorie sulle linee di autodiradamento delle singole popolazioni: quella secondo cui tutte le pendenze siano vicine a $-3/2$, come indicato dalla regola dell'autodiradamento, e quella alternativa secondo la quale le singole pendenze non assumono un valore costante. L'apparente persistenza della relazione interspecifica nonostante il fallimento della regola intraspecifica suggerisce che le relazioni all'interno di una popolazione e tra le popolazioni fra loro non costituiscano semplici aspetti della stessa regola, ma relazioni fondamentalmente differenti che possono derivare da presupposti diversi e dovrebbero essere testate e spiegate separatamente (Zeide, 1985).

Yoda et al. (1963), White (1980) e Lonsdale (1990) spiegano le discrepanze riscontrate rispetto alla linea di autodiradamento con la sua natura asintotica. Si ritiene che nel corso dello sviluppo del popolamento la traiettoria di diradamento si avvicini alla linea limite per assumere, quando la chiusura delle chiome diventa completa, la pendenza di $-3/2$ mantenendola fino alla disgregazione del popolamento. Pertanto pendenze più accentuate possono essere espresse assumendo che il popolamento non abbia ancora raggiunto il livello di completa chiusura, ma questa spiegazione non

giustifica le pendenze meno accentuate di $-3/2$, e presume che la chiusura orizzontale delle chiome aumenti con l'età o rimanga costante, mentre in realtà questa decresce dopo lo stadio di perticaia (Zeide, 1987). Tuttavia, il fatto che popolazioni cresciute a bassi livelli di radiazione luminosa si diradino secondo traiettorie che originano da un'intercetta più bassa rispetto a quelle cresciute in condizioni di luce normale (Hiroi e Monsi, 1966; Lonsdale e Watkinson, 1982) fa presagire la possibilità che qualsiasi popolazione sviluppata interamente o parzialmente in luce naturale possa spostare la sua intercetta con i cambiamenti stagionali.

Ancora, alcuni autori ritengono che le popolazioni autodiradanti raggiungano alla fine del loro sviluppo una capacità di carico massima, in modo tale che la pendenza finale della retta risulta pari a -1 (Hutchings e Budd, 1981b; Lonsdale e Watkinson, 1982; Westoby, 1984). Una pendenza di $-3/2$ indica che in una popolazione in accrescimento e in autodiradamento la massa media delle piante cresce più rapidamente di quanto decresca la densità. Perciò, una popolazione che segue una linea di diradamento con pendenza di $-3/2$ aumenterebbe costantemente la sua massa totale (o la sua resa). Poiché la resa non può aumentare indefinitamente, ci si potrebbe attendere che la linea di diradamento passi da una pendenza di $-3/2$ a una pendenza di -1 e quindi la massa totale riferita all'unità di superficie rimanga costante. Una pendenza di -1 significa che l'ulteriore accrescimento dei sopravvissuti bilancia esattamente le morti degli altri individui, fatto che sembra avere luogo quando la resa totale raggiunge un massimo che non può essere superato dalla specie nell'ambiente considerato. In un ambiente con ridotte intensità di luce, la resa massima è ridotta; pendenze di -1 compaiono perciò a densità più basse (Begon et al., 1990). Ma in pratica, anche in ambiente controllato poche popolazioni in autodiradamento raggiungono queste rese massime; pendenze di autodiradamento di -1 sono rare.

Infine, come si è detto, differenti specie, o la stessa specie in stazioni di differente fertilità, seguono traiettorie di autodiradamento con la stessa pendenza ma con differente intercetta, il che può portare ad apparenti differenze nella pendenza della traiettoria di diradamento se questa è misurata precocemente nel suo avvicinarsi alla linea limite (Westoby, 1984) (figura 5.7).

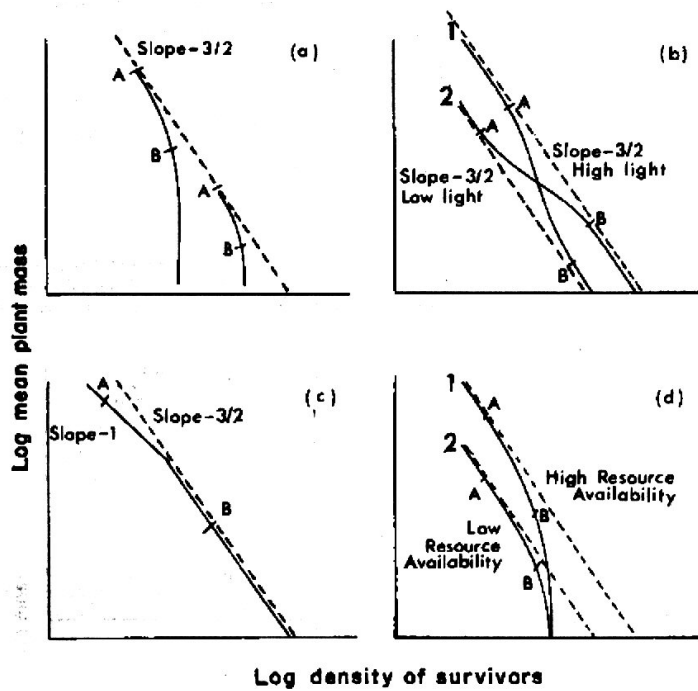


Figura 5.7 – Diagrammi schematici della traiettoria di autodiradamento secondo la teoria tradizionale, per illustrare (a) la convergenza di diverse popolazioni con densità iniziali differente sulla linea con pendenza $-3/2$; (b) l'effetto di un aumento (popolazione 1) o diminuzione (popolazione 2) di radiazione luminosa durante l'autodiradamento; (c) lo spostamento ad una pendenza di -1 quando la popolazione raggiunge la provvigione massima e (d) l'effetto di una disponibilità di risorse elevata (popolazione 1) o scarsa (popolazione 2) sulla traiettoria di autodiradamento. In tutti i casi, misurando la pendenza della linea di autodiradamento tra i punti A e B si riscontrerebbe un valore differente da quello "ideale" di $-3/2$ (da Lonsdale, 1990).

In base a queste considerazioni Lonsdale (1990) rivaluta almeno parzialmente la validità della legge, avvalendosi di una analisi dei dati con criteri di selezione del campione più rigidi e soprattutto considerando le distorsioni introdotte dall'uso di dati provenienti da tavole alometriche. Queste infatti non tengono conto di tutte le parti della pianta o delle componenti più piccole del popolamento e inoltre stimano il volume piuttosto che misurarlo, causando sovrastime nella pendenza della linea massima dimensione-densità. Secondo Lonsdale (1990) la questione centrale è verificare l'esistenza di un valore ideale, anche se non necessariamente $-3/2$, per la pendenza di autodiradamento, e valutare se la variazione intorno a tale valore sia casuale o realmente sistematica. Zeide (1985) ha identificato la pendenza a come una variabile piuttosto che una costante, che cambia sistematicamente con la specie e la stazione; ha descritto a come una misura di autotolleranza, definita come l'abilità degli alberi di crescere e

sopravvivere sotto l'influenza della competizione intraspecifica (Zeide, 1985). Le specie che hanno un'alta autotolleranza, per questa definizione, hanno valori di a più alti di quelle con meno autotolleranza; in altre parole, per una certa riduzione di densità, sono capaci di un maggiore aumento in dimensioni. Tuttavia, ancora una volta i dati usati dalle tavole alsometriche sono relativi al solo fusto, mentre l'equazione di autodiradamento lega alla densità del popolamento la massa di tutta la parte aerea della pianta. Anche le previsioni di modelli matematici che fanno variare la pendenza della linea con la geometria della pianta (Miyanishi et al., 1979; White, 1981; Firbank e Watkinson, 1985; Norberg, 1988) non sono libere da equivoci, e l'apparente correlazione tra l'esponente di autodiradamento e gli esponenti delle relazioni allometriche utilizzate per legare l'altezza del fusto al diametro, all'area basimetrica e alla massa potrebbe non rappresentare una reale relazione causale.

L'analisi di Lonsdale (1990) non ha provato l'esistenza di variazioni sistematiche dipendenti dalla tassonomia, dalla tolleranza all'ombra e dalle relazioni allometriche. Egli sostiene pertanto che un definitivo rifiuto dell'ipotesi di un valore ideale (che sia o meno $-3/2$) per la pendenza di autodiradamento richieda ulteriori esperimenti in condizioni controllate, dal momento che le fluttuazioni nel livello delle risorse disponibili possono alterare l'intercetta della relazione; tuttavia, tali sperimentazioni sono difficili da mettere a punto nella maggior parte dei popolamenti forestali.

In conclusione, si può affermare che nonostante le limitazioni citate, il modello generale di un numero di piante in rapida diminuzione con l'aumento di dimensioni medie è ben provato. Il concetto di una densità limitante può essere accettato senza accettare o rifiutare la precisione dell'esponente; Zeide (1991) afferma che la legge di autodiradamento è perfettamente corretta entro le assunzioni esplicitamente espresse dai suoi autori, cioè la forma costante della chioma e la chiusura orizzontale della copertura.

Sebbene la validità di tale relazione abbia suscitato diversi dubbi, la sua interpretazione originaria come limite superiore per lo sviluppo dei popolamenti vegetali appare valida almeno per le singole specie (Osawa e Sugita, 1989). Dal momento che tale limite è un'espressione tangibile dello spazio di crescita, la vicinanza

di un popolamento alla linea limite è una misura di occupazione del sito (Dean e Baldwin, 1996b); la linea di autodiradamento quindi può essere usata come standard, facilmente misurabile e idealmente indipendente da età e stazione, con cui confrontare i popolamenti di volta in volta osservati.

La pendenza della linea è difficile da determinare analiticamente (Westoby, 1984; Weller, 1987a), soprattutto a causa della difficoltà nell'identificare i popolamenti che occupano pienamente il loro sito in condizioni naturali; la relazione di autodiradamento infatti si applica meglio a stazioni pienamente occupate (Osawa e Sugita, 1989). Dal momento che la sua pendenza può variare a seconda della specie, è inoltre necessario determinarne stime specifiche.

6. Lo Stand density index

6.1 Definizione e modelli matematici

Analizzando i diversi modelli che correlano le dimensioni medie alla densità dei popolamenti, Zeide (1987) sostiene che, dal momento che la mortalità densità-dipendente è causata dall'aumento di dimensioni medie degli alberi, è più naturale utilizzare un indicatore di dimensioni come variabile indipendente e il numero di piante come variabile dipendente. Delle numerose variabili che descrivono le dimensioni degli alberi, occorre selezionarne una che sia facilmente misurabile e strettamente correlata con la densità; l'ampiezza di chioma sarebbe il predittore migliore del numero di piante in popolamenti chiusi, poiché la chioma occupa l'intera area di competenza di un albero. Tuttavia, a causa della forma irregolare e della loro sovrapposizione, l'ampiezza delle chiome non è facilmente misurabile. Il parametro dendrometrico più facile da misurare è invece il diametro del fusto, il quale, tra l'altro, è più strettamente collegato alle dimensioni della chioma di quanto non lo siano la massa dell'albero o il volume del fusto (Day, 1985; Zeide, 1987).

Tra le differenti misure di densità relativa basate sulla relazione dimensione-densità, lo *Stand density index* di Reineke (1933) utilizza come variabile indipendente proprio il diametro medio; il modello di Reineke esprime la relazione negativa tra numero di piante per unità di superficie e diametro medio in popolamenti coetanei non disturbati.

Secondo Reineke (1933), la curva normale che rappresenta la distribuzione dei diametri in popolamenti coetanei può differire con la specie, ma entro una stessa specie popolamenti di tutte le età e in tutte le stazioni hanno essenzialmente la medesima curva. Il descrittore più efficace di tale curva è il diametro medio. Due popolamenti con lo stesso diametro medio hanno la stessa distribuzione relativa dei diametri, ma possono differire per numero di piante ad ettaro. Il numero di piante ad ettaro di un popolamento può essere espresso come percentuale del numero di piante ad ettaro dell'altro; questa percentuale indicherà la densità relativa del primo popolamento. Se si dispone di un

numero sufficiente di popolamenti con lo stesso diametro medio, a quello con un maggiore numero di piante ad ettaro sarà attribuita una densità relativa del 100%.

Quando è necessario effettuare confronti di densità tra popolamenti, poiché la massima densità varia con il diametro medio, è necessario disporre di una curva che mostri il numero di piante per unità di superficie corrispondente a qualsiasi diametro medio. Queste curve sono disponibili su base specifica; su scala logaritmica la relazione è rappresentata da una retta decrescente, la cui pendenza è costante e la cui intercetta varia con la specie (Reineke, 1933).

Lo stesso Reineke (1933) esaminò numerosi popolamenti in piena occupazione del sito, cioè senza mortalità dovuta all'autodiradamento, e per 12 delle 14 specie studiate (tabella 6.1) trovò per la retta citata l'equazione

$$(6.1) \quad \log N = c - 1,605 \log d_m$$

dove N è il numero di piante per acro, d_m è il diametro medio e c è una costante che varia con la specie. Se c vale 4,605 la curva passa dal punto che rappresenta un diametro medio di dieci pollici e una densità di mille piante per acro; questa curva particolare è chiamata "curva di riferimento" (figura 6.1). Reineke riscontrò per le diverse specie studiate una buona conformità dei dati alla curva di riferimento, o almeno a curve parallele a quelle di riferimento; in ciascun gruppo di dati, la curva interpola i valori massimi anziché quelli medi. I valori medi, infatti, generalmente definiscono meglio una curva, specialmente se il campionamento è casuale; in questo caso tuttavia il campionamento è selettivo, poiché sono scelti solo popolamenti che occupano pienamente il loro sito. Reineke ha inoltre elaborato correlazioni lineari tra il numero di piante per unità di superficie, l'età del popolamento e la sua altezza dominante. I coefficienti riscontrati non giustificano una correlazione tra queste variabili; si può quindi considerare la relazione tra numero di piante e diametro medio come uno standard indipendente da età e stazione.

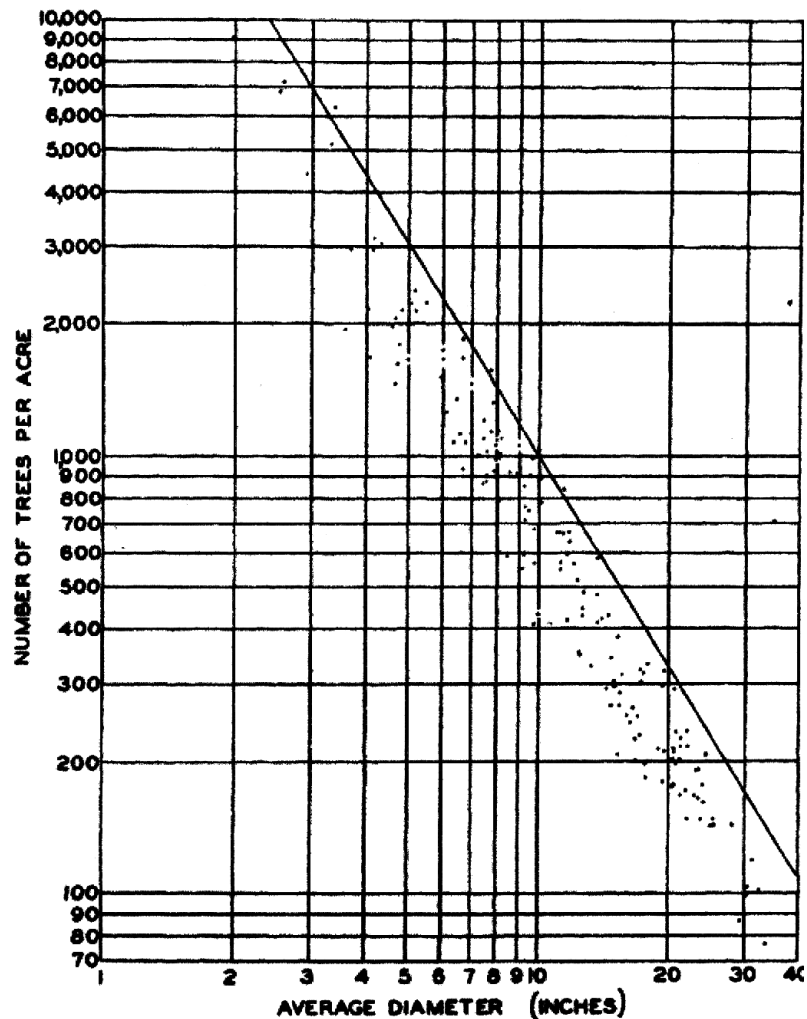


Figura 6.1 – Relazione tra numero di piante per acro e diametro medio in *Abies magnifica* A. Murr., con la curva di riferimento che definisce il limite massimo (da Reineke, 1933).

La pendenza di $-1,605$ fu ritenuta da Reineke valida per qualsiasi specie. McKinney e Chaiken (1935) rianalizzarono gli stessi dati con metodi statistici standard ottenendo per c un valore di $-1,7070$. Successivamente, ulteriori indagini hanno rivelato variazioni sistematiche nella pendenza (Schnur, 1937; Meyer, 1942; Sakaguchi, 1961; Zeide, 1984), che appare generalmente più bassa per le specie più tolleranti (Zeide, 1987).

È possibile utilizzare la relazione di Reineke (1933) come base per una misura di densità relativa. Il modo più immediato è stabilire la posizione della curva di riferimento di una certa specie ed esprimere i valori dei singoli popolamenti come percentuale di questa curva massima. Si tratta di un metodo semplice, che tuttavia presenta la difficoltà di dover determinare ogni volta la curva massima e rende difficili i

confronti tra specie diverse a causa delle differenze nei massimi. La seconda espressione, definita *Stand density index (SDI)* da Reineke, può esprimere livelli di densità variabili entro una stessa specie e permette un confronto più diretto tra specie diverse. Se sul grafico dimensione-densità di una specie si traccia una linea, parallela alla curva di riferimento e passante per il punto che caratterizza densità e diametro medio del popolamento osservato, lo *Stand density index* del popolamento è dato dalla densità che, su tale linea, corrisponde ad una ascissa di dieci pollici (figura 6.2).

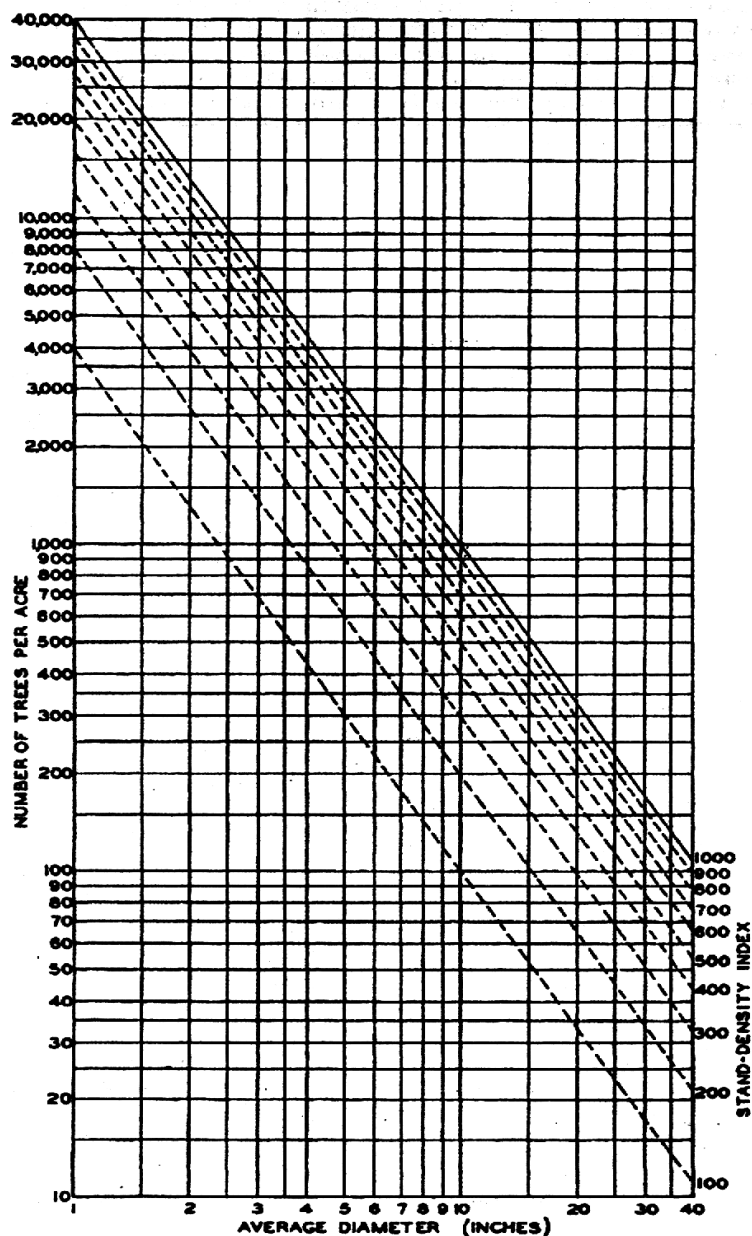


Figura 6.2 – Curva di riferimento (linea continua). Lo *Stand density index* rappresentato da ciascuna delle linee tratteggiate parallele alla linea di riferimento è il numero di piante per acre che la linea indica in corrispondenza di un diametro medio di 10 pollici (da Reineke, 1933).

Poiché la curva di riferimento individua una densità di 1000 piante per acro per un diametro medio di 10 pollici, lo *SDI* è dieci volte la relazione percentuale tra la densità del popolamento e quella rappresentata dalla curva di riferimento. Per le specie in cui la pendenza della linea limite dimensione-densità è diversa da quella della curva di riferimento, può essere assunta come curva di riferimento una curva parallela a quella massima e passante per il punto che individua una densità di 1000 piante per acro ed un diametro medio di dieci pollici. La formulazione matematica dello *Stand density index* è

$$(6.2) \quad SDI = N \left(\frac{d_m}{d_s} \right)^{1,605}$$

dove d_s è il diametro medio standard considerato per ottenere l'indice, equivalente a 10 pollici in unità di misura anglosassoni (Reineke, 1933) o 25 centimetri in unità di misura del Sistema Internazionale (Daniel e Sterba, 1980). Daniel, Meyn e Moore (1979) hanno espresso la curva di riferimento di Reineke nel sistema metrico decimale; la curva di riferimento in unità SI passa per il punto con 2470 piante ad ettaro (un ettaro equivale a 2,47 acri) e diametro medio di 25 cm e la sua equazione è

$$(6.3) \quad SDI = 1,0147 \times 10^{(\log N + 1,605 \log d_m - 2,250)}$$

Lo *Stand density index* rappresenta quindi il numero di piante per acro con diametro medio di dieci pollici (25 centimetri) che il popolamento ha avuto o avrà, assumendo che il cambiamento in dimensioni medie e densità proceda parallelamente alla curva di riferimento. Sebbene questa definizione si applichi a popolamenti con qualsiasi densità, la relazione deve essere formulata prendendo in considerazione popolamenti che occupano pienamente il loro sito. Reineke (1933) ha tracciato a fini pratici una serie di curve parallele alla curva di riferimento che intersecano la linea di 10 pollici a 100, 200, 300... piante per acro (figura 6.2); lo *SDI* può essere letto con la precisione di 50 piante per acro (10 per interpolazione). La tabella 6.1 riassume i valori del massimo *Stand density index* per le specie studiate da Reineke (1933) e da autori successivi; sebbene il calcolo sia indipendente dalla specie, il significato dello *SDI* varia da specie a specie. Lo *Stand density index* può essere anche espresso come percentuale della curva di riferimento, sebbene la misura in piante per acro sia ritenuta migliore per un dato quantitativo, e consenta una visualizzazione più efficace delle condizioni del popolamento. Lo *Stand density index* percentuale può essere usato per confrontare

popolamenti di una stessa specie, fornendo così una misura di *stocking*; lo *SDI* espresso in piante per acro è invece utile al confronto tra specie diverse.

<i>Specie</i>	<i>SDI</i>		<i>Autore</i>
	<i>SDI</i>	<i>metrico</i>	
<i>Quercus spp.</i>	230	568	Schnurr (1937)
<i>Pinus palustris</i> Mill.	400	988	Reineke (1933)
<i>Pinus echinata</i> Mill.	400	988	Reineke (1933)
<i>Larix occidentalis</i> Nutt.	410	1013	Cochran (1985)
<i>Abies lasiocarpa</i> (Hook.) Nutt.	416	1028	Cochran et al. (1994)
<i>Flindersia brayleyana</i> F. Muell.	429	1060	Keenan et al. (1998)
<i>Pinus taeda</i> L.	450	1112	Reineke (1933)
<i>Pinus elliotti</i> Engelm.	450	1112	Dean e Jokela (1992)
<i>Picea glauca</i> (Moench) Voss	460	1136	Sauders e Puettmann (2000)
<i>Picea engelmannii</i> Parry	469	1158	Cochran et al. (1994)
<i>Tectona grandis</i> L.	486	1200	Kumar et al. (1995)
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	490	1210	Reineke (1933)
<i>Pinus sylvestris</i> L. (Spagna)	585	1444	Del Rio et al. (2001)
<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco (Nord America)	600	1482	Reineke (1933)
<i>Pinus contorta</i> Douglas	700	1729	McCarter e Long (1986)
<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco (Sud America)	729	1800	Andenmatten, Rey, Letourneau (2000)
<i>Tsuga heterophylla</i> (Raf.) Sarg.	790	1951	Long (1985)
<i>Pinus ponderosa</i> Douglas (Sud America)	810	2000	Gonda (2001)
<i>Pinus ponderosa</i> Douglas (Nord America)	830	2050	Long (1985)
<i>Abies concolor</i> (Gordon & Glend.) Lindl.	830	2050	Reineke (1933)
<i>Picea abies</i> (L.) Karst. (Svizzera)	931	2300	Bachofen e Zingg (2001)
<i>Pinus sylvestris</i> L. (Austria)	996	2460	Daniel e Sterba (1980)
<i>Abies magnifica</i> A. Murr.	1000	2470	Reineke (1933)
<i>Sequoia sempervirens</i> (D. Don) Endl.	1000	2470	Reineke (1933)

Tabella 6.1 – *Stand density index* massimo per alcune specie americane ed europee.

Lo *Stand density index* fornisce una buona base scientifica per valutare la competizione e lo stress nei popolamenti, la loro crescita e produttività, e può essere direttamente convertito in area basimetrica per un dato diametro medio. Per un dato popolamento, lo *SDI* può rimanere invariato mentre il popolamento invecchia, poiché

popolamenti coetanei più maturi hanno meno alberi ma il loro diametro medio è maggiore. Si tratta pertanto di uno strumento molto utilizzato nella gestione forestale, in particolare negli Stati Uniti e in Canada, dove la legislazione ne impone l'utilizzo per la realizzazione delle prescrizioni selvicolturali (USDA, 1999). Al contrario, poche ricerche sono state svolte per valutare lo *Stand density index* di specie forestali europee, con risultati spesso discordi. Daniel e Sterba (1980) hanno calcolato lo *Stand density index* massimo di alcune specie (tabella 6.2) a partire dalle tavole alsometriche di Marschall (1975) per l'Europa centrale; i valori ottenuti, tuttavia, sono sottostimati poiché lo sviluppo riportato nelle tavole alsometriche non si riferisce alla massima densità possibile dei popolamenti. Comunque, lo *SDI* risulta abbastanza costante all'interno di una stessa specie e pertanto può essere utilizzato come stima indicativa. Nella stessa tabella sono riportati anche i valori minimi e massimi ricavati da Brändli e Herold (2001) dall'analisi delle tavole alsometriche di Badoux (1983) e dalle indicazioni di Leibundgut (1982) per le foreste vergini del piano montano.

	<i>SDI minimo</i>	<i>SDI massimo</i>	<i>Autore</i>
<i>Larix decidua</i> Mill.	500	600	Daniel e Sterba (1980)
<i>Quercus spp.</i>	500	600	Daniel e Sterba (1980)
<i>Pinus sylvestris</i> L.	600	750	Daniel e Sterba (1980)
<i>Fagus sylvatica</i> L.	650	750	Daniel e Sterba (1980)
<i>Fagus sylvatica</i> L.	453	-	Brändli e Herold (2001)
<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco	700	900	Daniel e Sterba (1980)
<i>Abies alba</i> Mill.	800	1000	Daniel e Sterba (1980)
<i>Abies alba</i> Mill.	-	961	Brändli e Herold (2001)
<i>Picea abies</i> (L.) Karst.	477	822	Brändli e Herold (2001)
<i>Picea abies</i> (L.) Karst.	900	1100	Daniel e Sterba (1980)
Foreste vergini del piano montano	800	1100	Brändli e Herold (2001)

Tabella 6.2 – *Stand density index* minimo e massimo per alcune specie europee.

Daniel, Meyn e Moore (1979) hanno così esposto i vantaggi che derivano dall'utilizzo dello *Stand density index* nella descrizione e nella gestione dei popolamenti coetanei:

1. Un popolamento maturo ideale può essere proiettato indietro nel tempo alle densità necessarie per popolamenti più giovani;

2. Gli studi per il controllo della densità che stabiliscono limiti superiori e inferiori in termini di numero di piante per un particolare diametro medio (ad esempio Gingrich, 1967) possono essere elaborati in base ad uno *Stand density index* superiore e inferiore, evitando calcoli complessi per trovare la densità ottimale;
3. I regimi di diradamento possono essere semplicemente espressi nei termini di uno *Stand density index* desiderato.

Secondo Dean e Baldwin (1996a), il limite massimo dimensione-densità che si crea quando lo spazio di crescita è pienamente utilizzato è una manifestazione dell'ambiente di chioma e dei suoi effetti sulla dimensione del fusto. Pertanto, lo *Stand density index* è un indicatore empirico efficace di occupazione del sito e dell'ambiente di chioma, come dimostrato anche dalla sua correlazione lineare con l'indice di area fogliare. Dean e Long (1992) hanno utilizzato il modello dello stress costante per prevedere il diametro medio in base all'area fogliare media per albero e all'altezza di inserzione della chioma; i risultati indicano che il diametro è funzionalmente collegato all'area fogliare media e alla distribuzione verticale di tale area. Dean e Baldwin (1996a) hanno successivamente applicato l'equazione dello stress costante per ottenere il diametro medio dell'equazione di Reineke, esprimendo lo *Stand density index* in termini di densità fogliare (F) e tasso medio di chioma viva (Cr):

$$(6.4) \quad SDI = k \sqrt{\frac{F}{Cr - 0,5}}$$

La densità fogliare è l'area fogliare media per unità di volume ed è una variabile importante per l'intercettazione della luce (Kuuluvainen, 1992). Con il crescente utilizzo di spazio di crescita, il fogliame si sposta verso la parte superiore della chioma e il rapporto tra lunghezza della chioma e altezza dell'albero diminuisce; l'aumento di stress causato dai cambiamenti nella densità del fogliame e nel tasso di chioma viva stimola la crescita diametrica, che consegue in un aumento del valore dello *Stand density index*. Inoltre, le differenze specie-specifiche nei valori massimi dello *Stand density index* dovrebbero riflettersi in un valore massimo di densità fogliare e un tasso minimo sostenibile di chioma viva. Se i valori previsti non sono riscontrati nella realtà, le differenze nei valori dello *SDI* massimo dovrebbero essere attribuibili a differenze nelle proprietà meccaniche del fusto.

Zeide (2002a) ha utilizzato lo *Stand density index* per elaborare un modello di crescita volumetrica e diametrica per popolamenti coetanei; nel modello compaiono sia lo *SDI* massimo o quello di equilibrio, riscontrato cioè in situazioni normali ed equilibrate ad un livello leggermente inferiore ai massimi di Reineke, sia lo *SDI* a cui gli alberi iniziano a competere, prima del quale la densità non ha alcun effetto sul volume e sul diametro. Elaborando il modello, Zeide ha potuto definire lo *Stand density index* a cui l'incremento corrente raggiunge il massimo. Contrariamente ai valori massimi di Reineke (1933), ottenuti con metodi non standard e per popolamenti insolitamente densi selezionati soggettivamente, questa "densità ottimale" è stata trovata analiticamente per popolamenti tipici con diversi gradi di densità. Zeide consiglia di calcolare la densità relativa di un popolamento utilizzando tale valore come standard, comune a tutti i popolamenti di una data specie.

Il limite specifico individuato da Reineke può essere interpretato come linea di autodiradamento, o linea massima dimensione-densità; lo *Stand density index* massimo esprime pertanto il limite superiore di tutte le possibili combinazioni di densità e diametro medio per quella specie, rappresentando quindi la competizione massima. Sebbene le prescrizioni di Long (1985) facciano riferimento proprio a questo significato, altri autori (Radeloff, 2003) sottolineano il fatto che Reineke avesse elaborato lo *SDI* attraverso l'analisi di popolamenti che occupavano pienamente il sito, cioè senza mortalità da autodiradamento. Non è chiaro quale delle due interpretazioni sia la più corretta, e in certi casi ricerche approfondite sono inficiate dalla parziale sovrapposizione dei significati attribuibili allo *Stand density index*, quando non dall'uso improprio del termine *stocking* (che come si è visto in precedenza ha un significato esclusivamente gestionale) per indicare il grado di competizione in un popolamento. Si ritiene tuttavia che lo *Stand density index* massimo sia tale perché un popolamento che anche assumesse un valore superiore tenderebbe subito a tornare sotto questo limite. È da ricordare inoltre che l'autodiradamento riguarda solamente una fase di sviluppo della foresta, e non tutta la vita del popolamento (Long, 1985); in questa fase quindi non si arriverà a superare lo *Stand density index* massimo in quanto già all'80% di tale valore si innescano, come si è visto, fenomeni di forte concorrenza per le risorse. Si può pertanto concludere che lo *Stand density index* massimo esprime veramente la massima combinazione tra densità e diametro medio per una specie, in quanto maggiore o uguale

allo *Stand density index* di popolamenti sia autodiradanti sia non autodiradanti (Lingua, comunicazione personale).

Ciononostante, l'autodiradamento può anche verificarsi sotto tale linea massima e può essere modellato con una relazione dimensione-densità che cambia nel tempo (Long e Smith, 1984). Il modello di autodiradamento di Tang et al. (1994) è basato sull'idea che l'autodiradamento di un popolamento aumenti con la densità e raggiunga il suo massimo toccando la linea massima dimensione-densità. Il vantaggio di questo approccio, che utilizza popolamenti con qualsiasi densità e in qualsiasi stadio di sviluppo, è che si evita la soggettività nella selezione dei dati che rappresentano la densità massima (Weller, 1987a). La teoria di Tang et al. (1994) assume che l'autodiradamento inizi prima che un popolamento raggiunga la massima densità, e che il tasso di autodiradamento aumenti con la densità per raggiungere il suo massimo alla densità massima. Il modello generale di autodiradamento è espresso nella forma

$$(6.5) \quad \log N(t) = \log SDI_F - \frac{1}{\gamma} \log \left[\left(\frac{d_m(t)}{d_s} \right)^{\beta\gamma} + \delta \right]$$

dove t è l'età del popolamento, β è il massimo tasso di autodiradamento, generalmente considerato costante per una data specie (Reineke, 1933; Westoby, 1984), $N(t)$ è la densità al tempo t , $d_m(t)$ è il diametro medio al tempo t , SDI_F è il massimo *Stand density index*, γ è l'indice di autodiradamento e δ è una costante di integrazione, determinata dalla densità iniziale (N_1) e dal diametro medio iniziale (d_1) del popolamento di cui si segue lo sviluppo:

$$(6.6) \quad \delta = \left(\frac{SDI_F}{N_1} \right)^\gamma - \left(\frac{d_1}{d_s} \right)^{\beta\gamma}$$

Alternativamente, δ può essere considerato un parametro specifico del popolamento, che descrive la differenza tra la densità iniziale e la massima densità ottenibile; se SDI_1 rappresenta lo *Stand density index* iniziale, allora

$$(6.7) \quad \delta = \left(\frac{1}{N_1} \right)^\gamma (SDI_F^\gamma - SDI_1^\gamma)$$

Tang et al. (1994) definiscono δ come “coefficiente di carenza di *stocking*” del popolamento; quando δ vale zero, l’equazione (6.5) prende la forma familiare della legge di Reineke. Il modello ha quattro parametri, di cui δ può essere determinato attraverso la densità e il diametro medio iniziali. Tuttavia, stimare tre parametri allo stesso tempo è ancora difficile senza un campione completo che includa molti anni di osservazione; l’analisi di Tang et al. (1995) ha indicato che lo *Stand density index* massimo (SDI_F) e l’indice di autodiradamento γ sono entrambi indipendenti dalla densità iniziale e probabilmente dalla stazione. Per ciascuna specie è quindi possibile fissare i parametri indipendenti β, γ e SDI_F , e a questo punto è sufficiente stimare δ per ciascun popolamento. Tang et al. (1995) indicano che δ diminuisce con l’aumentare della densità iniziale e varia da 0,05 a 5,77. In base a questo modello, la formulazione dello *Stand density index* di un popolamento diventa

$$(6.8) \quad SDI = N(t) \left(\frac{d_m}{d_s} \right)^\beta$$

Zeide (1987) descrive il processo di autodiradamento come una curva con la concavità rivolta verso il basso piuttosto che una linea retta, considerando che la sua pendenza non sarebbe costante ma variabile con l’età. Tre fasi possono essere evidenziate nella curva: dalla fase giovanile fino alla chiusura delle chiome, quando l’autodiradamento è minore della mortalità alla massima competizione, la curva giace sotto la linea retta di massima densità; nella fase intermedia dello sviluppo del popolamento essa segue la retta, mentre in popolamenti invecchiati, quando la capacità di riempire i vuoti lasciati degli alberi morti è stata persa, la linea tende nuovamente a curvare sotto la retta. Altri autori hanno proposto una differente traiettoria per la relazione numero di piante-diametro medio, in cui una volta raggiunta la linea di massima densità, la curva la segue come un asintoto (Smith e Hann, 1984b, 1986; Puettmann et al., 1993).

Per descrivere la traiettoria della curva massima dimensioni-densità prevista, Zeide (1994) propone una modifica della relazione tra diametro medio e densità, includendo un termine per l’altezza media del popolamento. Laasenaho e Koivuniemi (1990) mostrano che la relazione lineare tra il diametro medio alla base della chioma e il numero di piante, su scala logaritmica, è migliore dell’equazione di Reineke.

Assumendo che il diametro alla base della chioma sia legato sia al diametro a petto d'uomo che all'altezza di inserzione della chioma, e che quest'ultima sia proporzionale all'altezza totale dell'albero, Zeide trasforma i risultati di Laasenaho e Koivuniemi (1990) in una nuova relazione tra il numero di piante per unità di superficie, il diametro medio e l'altezza media (H_m) del popolamento:

$$(6.9) \quad \log N = c - 1,605 \log d_m + \chi H_m \log d_m$$

dove χ è un parametro che rappresenta la variazione della pendenza della linea massima dimensioni-densità. Secondo Zeide (1994), introducendo nella formula originaria l'altezza – un'informazione facilmente reperibile anche negli inventari forestali – l'equazione diventa più precisa. Tuttavia, essa non tiene conto del formarsi di vuoti nella copertura, dei cambiamenti climatici, delle differenze nella forma del fusto dovute alla stazione e di molti altri fattori, lasciando aperto lo spazio per ulteriori ricerche.

Sia l'equazione di Reineke che la legge dell'autodiradamento sono state utilizzate per sviluppare modelli matematici descrittivi dello sviluppo del popolamento nel tempo (Smith e Hann, 1984b, 1986; Lloyd e Harms, 1986; Somers e Farrar, 1991; Cao, 1994). Molti di questi modelli assumono che la forma logaritmica della relazione limitante dimensione-densità sia lineare per tutta la gamma di densità dei popolamenti; anche con una relazione curvilinea (Zeide, 1987), questo presupposto è ancora valido sia per una stretta gamma di densità, sia per una gamma più ampia di densità relativamente più alte, come mostrato rispettivamente dall'intervallo *A* e dall'intervallo *B* nella figura 6.3 (Cao et al., 2000). Con il procedere dell'autodiradamento e la diminuzione della densità, la traiettoria diverge dalla relazione lineare, avvicinandosi ad una pendenza nulla. I modelli matematici per predire lo sviluppo dei popolamenti non sono perturbati se lo scarto dalla linearità si verifica sotto le densità tipiche di una foresta gestita; se lo scarto si verifica invece all'interno delle densità di gestione, tali modelli necessitano di equazioni per considerare l'intera forma della traiettoria massima dimensione-densità. Cao et al. (2000) hanno elaborato una procedura per descrivere non solo le variazioni di diametro medio massimo e densità dall'inizio della vita del popolamento alla fase di autodiradamento, ma anche la traiettoria del diametro medio massimo e della densità dopo l'autodiradamento, dove la curva limite si differenzia dalla linea dimensione-densità di Reineke (1933). L'equazione classica di Reineke è

stata riscritta in un nuovo modello, qui riportato in una formulazione più facilmente confrontabile con quella di Reineke:

$$(6.10) \quad \log N = b_1 - 1,605 \log d_{\max} - b_2 N^{b_3} \log(e-1)$$

dove d_{\max} è il massimo diametro medio del popolamento alla densità N , simile al diametro medio di Reineke per densità elevate ma sempre più differente da esso con il decrescere di N (figura 6.3); i coefficienti b sono stimati per regressione. Dopo aver elaborato equazioni predittive anche per il massimo tasso di mortalità, la funzione di sopravvivenza e la funzione di crescita del diametro, Cao et al. (2000) hanno dimostrato che il sistema completo di quattro equazioni è un modello coerente con le tendenze di crescita osservate empiricamente in piantagioni di *Pinus elliotti* Engelm. La pendenza (tangente) della curva limite è così apparsa una funzione della densità; ciò potrebbe spiegare il fatto che diverse ricerche abbiano riportato valori differenti di pendenza della linea di autodiradamento per la stessa specie.

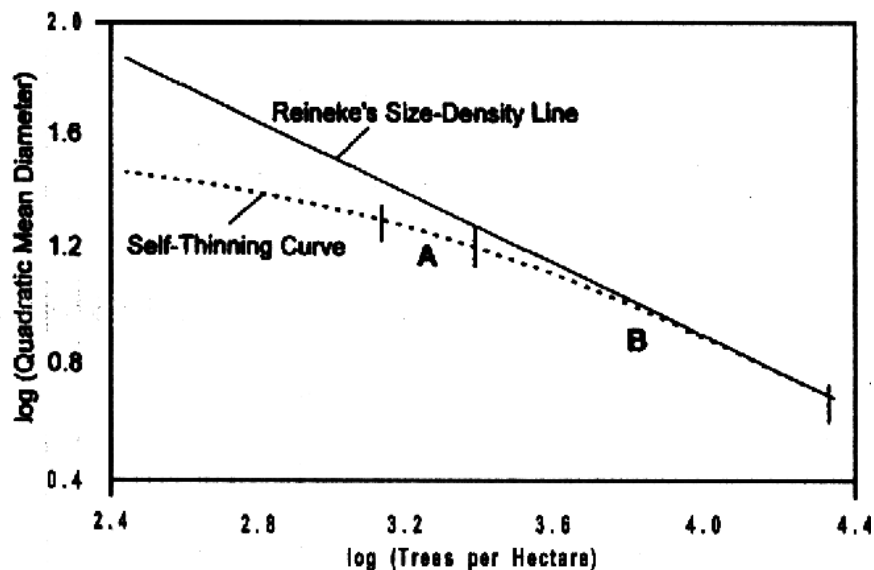


Figura 6.3 – Linea dimensione-densità di Reineke (1933) e curva di autodiradamento. Questa è approssimativamente lineare per una ristretta gamma di densità (intervallo A) o per una gamma più ampia di densità relativamente alte (intervallo B) (da Cao et al., 2000).

Sebbene lo *Stand density index* sia stato elaborato come indice di densità per boschi coetanei, può anche essere usato per descrivere la densità di popolamenti disetanei. Stage (1968) ha infatti dimostrato che il contributo delle singole componenti del popolamento allo *SDI* totale e all'utilizzo totale delle risorse del sito è additivo, se si

assume che lo *SDI* sia proporzionale a quest'ultimo. Inoltre, l'uso del diametro medio per calcolare lo *Stand density index* con il metodo di Reineke è tecnicamente scorretto. Il diametro medio è una funzione di d^2 , mentre lo *SDI* è funzione di $d^{1,605}$; l'uso del diametro medio introduce perciò una distorsione (Shaw, 2000). Long e Daniel (1990) suggeriscono come espressione generale dello *Stand density index*

$$(6.11) \quad SDI = \sum \left(\frac{d_i}{d_s} \right)^{1,605}$$

dove d_i è il diametro dell' i -esimo albero nell'unità di superficie considerata. Il calcolo per popolamenti coetanei è semplificato dal fatto che lo *Stand density index* dell'albero con area basimetrica media moltiplicato per il numero di piante ad acro è quasi uguale alla somma degli *SDI* di ogni albero quando la distribuzione dei diametri è approssimativamente normale (Long e Daniel, 1990). Gli stessi autori hanno dimostrato che in popolamenti coetanei i due modi per calcolare lo *Stand density index* sono pressoché equivalenti. Calcolare lo *SDI* additivo per classi di diametro anziché per singoli alberi è meno accurato, ma la distorsione è di scarsa rilevanza pratica quando le classi non sono eccessivamente ampie. Altrimenti, è possibile includere nell'equazione il numero di piante per acro di ciascuna classe diametrica (Shaw, 2000):

$$(6.12) \quad SDI = \sum N_j \left(\frac{d_j}{d_s} \right)^{1,605}$$

dove d_j è il diametro medio della j -esima classe e N_j è il numero di piante per unità di superficie di quella classe. Se per popolamenti coetanei con una distribuzione dei diametri normale i due metodi di calcolo sono equivalenti, dove tale distribuzione si discosta dalla normalità le stime tendono a differire (Long, 1995); la forma additiva dello *SDI* è dunque quella più generalmente applicabile.

Nei popolamenti disetanei ci sono due ragioni per stimare lo *Stand density index* in modo additivo: non solo la formulazione tradizionale non è appropriata per la distribuzione dei diametri tipica di questi boschi, ma qui è importante conoscere, oltre alla densità complessiva del popolamento, anche il modo in cui la provvigione è suddivisa nelle diverse classi diametriche. Inoltre, nei popolamenti disetanei spesso non si desidera raggiungere la piena occupazione del sito come in quelli coetanei, dal momento che occorre rispondere ad obiettivi gestionali diversificati relativi alla

funzione ricreativa, naturalistica e paesaggistica. Per queste ragioni, lo *Stand density index* costituisce una valida alternativa per la gestione dei boschi disetanei (Long e Daniel, 1990; Cochran, 1992; Sterba e Monserud, 1993; Fiedler e Cully, 1995; Long, 1996); secondo Long (1998), è uno strumento applicabile a molte strutture differenti, da quelle coetanee a quelle disetanee e irregolari, e per lo sviluppo di regimi di gestione della densità in popolamenti coetanei, a struttura biplana (Long, 1996) e disetanei.

Nel caso di un popolamento bistratificato (Long, 1996), ad esempio, è possibile pianificare gli interventi necessari a valorizzare entrambe le componenti strutturali assegnando a ciascuna di esse un contributo allo *SDI* totale, assumendo come riferimento un valore conforme agli obiettivi gestionali. In questo modo, è possibile inoltre prevedere le dinamiche e le relazioni tra le due componenti strutturali e le specifiche risposte agli interventi selvicolturali, in modo da rispondere adeguatamente a esigenze di gestione che sempre più richiedono strutture differenti da quelle coetanee o disetanee della selvicoltura classica.

Long (1995) ha applicato il metodo additivo per popolamenti coetanei (distribuzione dei diametri normale), disetanei (distribuzione esponenziale) e bistratificati (distribuzione bimodale) ottenendo per i popolamenti coetanei lo stesso *Stand density index* rispetto al metodo Reineke, ma un valore minore rispetto a questo per gli altri due tipi di popolamenti (tabella 6.3). Tali differenze derivano da due fonti. La prima è la sensibilità dello *SDI* alla struttura: ad esempio, il valore calcolato per somma è differente in popolamenti coetanei, disetanei e bistratificati a parità di area basimetrica o numero di piante per unità di superficie. Questa è una proprietà desiderabile, poiché usando un metodo di calcolo particolare si ottengono valori differenti per strutture differenti. La seconda causa è relativa al metodo di calcolo stesso, una distorsione non desiderabile poiché fornisce valori di *Stand density index* differenti per uno stesso popolamento; tale discrepanza è dovuta all'uso del diametro medio che implica le distorsioni sopra menzionate (Shaw, 2000). Per gli stessi motivi, Zeide (1983) ha proposto di utilizzare per il calcolo dello *Stand density index* non il diametro medio, bensì una variabile detta "diametro di Reineke":

$$(6.13) \quad d_R = \left(\frac{1}{N} \sum d_i^{1,605} \right)^{\frac{1}{1,605}}$$

Se nell'equazione di Reineke questo parametro sostituisce il diametro medio, i due metodi di calcolo forniscono esattamente lo stesso valore per una data struttura, sia usando il diametro individuale che quello della classe diametrica d_j . Shaw (2000) ha dimostrato analiticamente che sostituendo nell'equazione di Reineke d_R al diametro medio si ottiene nuovamente, per semplificazioni successive, l'equazione del metodo additivo, assai più semplice da calcolare. Come detto, la differenza nel valore dello *Stand density index* attribuita al metodo di calcolo è trascurabile per popolamenti coetanei, ma diventa più significativa quando la distribuzione dei diametri si discosta da quella normale, o più precisamente quando il diametro medio si discosta da d_R . Occorre pertanto prestare più attenzione al metodo di calcolo per lo *SDI* in popolamenti con una distribuzione dei diametri non normale. Usando d_R , lo *SDI* di Reineke e quello ottenuto per somma sono uguali, ma il secondo è più utile per conoscere il contributo della densità relativa di ogni classe diametrica, quando gli obiettivi richiedono la gestione di strutture disetanee o irregolari.

	<i>Reineke (1933)</i>	<i>Zeide (1983)</i>	<i>Long (1995)</i>	d_m	d_R	<i>TPA</i>
Coetaneo	460	456	456	14,2	14,1	262
Disetaneo	551	528	528	9,1	8,8	643
Bistratificato	521	500	500	10,4	10,2	488

Tabella 6.3 – *Stand density index* per tipo di popolamento e metodo di calcolo; i tre popolamenti hanno la stessa area basimetrica ma differenti distribuzioni di frequenza dei diametri. Lo *Stand density index* è espresso in unità di misura anglosassoni, i diametri in pollici e la densità in numero di piante per acro (da Shaw, 2000).

Secondo Zeide (2002a), tuttavia, l'ipotesi di Reineke è gravata dalla mancanza di giustificazioni biologiche e da difetti empirici. La base statistica per la relazione individuata è discutibile, così come l'assunto che popolamenti coetanei della stessa specie, età e stazione abbiano la stessa distribuzione di frequenza dei diametri. Bickford et al. (1957) rilevano che l'indice di Reineke varia con le dimensioni medie dell'albero e con l'età, e per questo decidono che tale indice non rappresenta una buona misura della densità. Oltre a questi problemi tecnici, i valori massimi individuati da Reineke sono ecologicamente vulnerabili: a seconda delle condizioni interne ed esterne al

popolamento, la densità fluttua costantemente attorno a un certo livello di equilibrio. Secondo Zeide (2002a), i valori massimi costituiscono aberrazioni instabili della densità; possono essere raggiunti solo in condizioni ambientali insolitamente favorevoli, ma si tratta di situazioni estreme che perdurano per breve tempo.

Inoltre, lo *Stand density index* soffre delle stesse limitazioni citate a proposito degli altri modelli lineari di autodiradamento. Molti ricercatori rilevano che il numero di piante diminuisce più velocemente di quanto previsto dalla funzione esponenziale del diametro (Meyer, 1938, 1942; Briegleb, 1952, Spurr, 1952, Zeide, 1995); per questa ragione, Meyer (1938) utilizza una curva con la concavità rivolta verso il basso su scala logaritmica. Le correzioni di Wahlenberg (1960) dello *Stand density index* esibiscono un trend simile. Un esame approfondito (ma non interamente coerente) dell'indice di Reineke è svolto da Spurr (1952), che ritiene preferibile, come misura di densità, l'area basimetrica, sia perché facilmente misurabile sia perché rappresenta un valore esatto, in confronto allo *Stand density index* che è un valore approssimato. Questo punto di vista persiste ancora oggi (Avery e Burkhart, 2002); in ogni caso, la relazione tra il numero di piante e il diametro potrebbe non essere così semplice come Reineke credeva.

Secondo Zeide (2002b), l'autodiradamento è causato da due fattori: l'aumento delle dimensioni della pianta (rappresentato dal diametro medio nell'equazione di Reineke) e la diminuzione della tolleranza alla competizione intraspecifica, che porta alla formazione di soluzioni di continuità tra le chiome. Anziché seguire metodi statistici regolari, Reineke (1933) ottiene il valore della pendenza disegnando una linea retta sopra la nuvola di punti (e non attraverso di essi) che rappresentano il numero di piante in popolamenti a piena occupazione del sito e il loro diametro medio. Tracciando la linea sopra popolamenti sia giovani che vecchi si ottiene un'altra distorsione, poiché le interruzioni nella copertura sono più comuni in popolamenti più maturi. Zeide (2002b) propone pertanto di aggiungere all'equazione di Reineke un modulo che descriva la decrescente chiusura delle chiome; le osservazioni che il numero di piante diminuisce più velocemente di quanto previsto suggeriscono la forma esponenziale. Poiché la tolleranza diminuisce con l'aumentare dell'età e delle dimensioni della pianta, ognuna di queste variabili può essere usata per costruire il modello della chiusura delle chiome. La relazione tra numero di piante e diametro medio in popolamenti che occupano pienamente il sito risulta dunque

$$(6.14) \quad \log N = c - 1,605 \log \frac{d_m}{d_s} - c \log \frac{d_m}{d_s}$$

$$(6.15) \quad SDI = N \left(\frac{d_m}{d_s} \right)^b \times 10^{c(d_m - d_s)}$$

dove b è il tasso di mortalità causato dall'aumento delle dimensioni della chioma e c è il tasso di mortalità dovuto alla diminuzione della chiusura delle chiome. Se la chiusura delle chiome è completa, c vale zero e l'equazione viene ricondotta a quella originaria. Il modello spiega il fatto che pendenze più accentuate siano osservate in popolamenti più vecchi con diametri maggiori, ad esempio il valore di -1,9 riportato da Meyer (1942) rispetto a -1,5 trovato in popolamenti più giovani da Williams (1994, 1996).

Quando una chioma si apre, aumenta la disponibilità di luce; tuttavia, se questo si verifica assieme ad una diminuita capacità di utilizzarla, la crescita della pianta può rimanere costante. Il punto è se questi processi – l'aumento di luce disponibile e la diminuzione della capacità di utilizzarla – riescano a controbilanciarsi l'un l'altro. Se così fosse, il grado di chiusura delle chiome non influenzerebbe l'ammontare di luce utilizzata per la crescita e pertanto il modulo utilizzato nell'equazione precedente non sarebbe necessario. La ricerca svolta da Zeide (2002b) per popolamenti artificiali di *Pinus taeda* L. mostra che il parametro b (anch'esso variabile da specie a specie) è notevolmente più basso che il valore della pendenza della retta di Reineke (1933); questo significa che le interruzioni delle chiome aumentano con il diametro medio e quindi con l'età. Il parametro b è indicato da Zeide come indice di autotolleranza; la teoria esposta può essere applicabile anche ad altre specie, a patto che la loro autotolleranza sia conosciuta.

Dal momento che la mortalità da autodiradamento risulta dalla scarsità di risorse, legata alla superficie occupata e non alla terza dimensione dell'altezza, quest'ultimo parametro non compare nella formulazione dello *Stand density index*. Differenti altezze infatti si riflettono solamente in un innalzamento delle chiome, ma non significano una disponibilità addizionale di luce. D'altra parte, gli incrementi diametrici e volumetrici potrebbero beneficiare dall'aumento di spazio verticale disponibile; se così fosse, il parametro b dello *Stand density index* secondo Zeide (2002b) sarebbe differente. Tuttavia, modificando la formulazione dell'indice per includervi l'altezza media, non si ottiene un'influenza significativa di questo parametro

sul diametro o sul volume; questo risultato conferma che l'altezza è irrilevante per lo *Stand density index* e non influenza la crescita di una pianta media.

In popolamenti puri coetanei, la relazione tra densità e diametro medio è stata descritta da Sterba (1975) come un'iperbole; la stessa funzione è stata utilizzata da Kira et al. (1953) per descrivere la relazione tra densità e la massa media delle piante superiori:

$$(6.16) \quad d_m = \frac{1}{aN + b}$$

$$(6.17) \quad G = N \times \frac{\pi}{4} \times \frac{1}{(aN + b)^2}$$

Quando N tende a zero il diametro medio tende ad assumere un valore limite, precisamente il diametro di un albero cresciuto liberamente; se N tende all'infinito, il diametro medio tende a zero. Il numero di piante che produce l'area basimetrica massima si verifica al valore in cui la derivata di G in funzione di N è nulla e la derivata seconda è positiva (Sterba e Monserud, 1993); risolvendo l'equazione si ottiene

$$(6.18) \quad N_{\max} = \frac{b}{a}$$

$$(6.19) \quad d_{\max} = \frac{1}{2b}$$

$$(6.20) \quad G_{\max} = \frac{\pi}{16ab}$$

Ando (1968) e Goulding (1972) notarono che i parametri a e b dipendono dall'altezza dominante. Sostituendo la loro formulazione nell'equazione di Sterba (1975) si ottiene la regola della densità dovuta alla competizione che descrive il diametro medio come funzione dell'altezza dominante H_d e della densità N :

$$(6.21) \quad a = a_0 H_d^{a_1}$$

$$(6.22) \quad b = b_0 H_d^{b_1}$$

$$(6.23) \quad d_m = \frac{1}{a_0 H_d^{a_1} N + b_0 H_d^{b_1}}$$

Le equazioni descritte consentono di stimare i punti di massima densità di un qualsiasi numero di aree campione, la densità delle quali varia per una data altezza dominante; questa procedura elimina il problema della scelta dei popolamenti per la stima della linea asintotica di densità (Weller, 1987a; Osawa e Sugita, 1989), che fece dubitare che i dati usati da Reineke (1933) o da Yoda et al. (1963) rappresentassero veramente popolamenti sovraffollati o alla densità asintotica, con l'effetto di mettere in discussione la pendenza della relazione stimata. Aree con G_{max} calcolata come sopra hanno densità massima in termini di area basimetrica.

I parametri a_0 , a_1 , b_0 e b_1 possono essere stimati per regressione non lineare; con questi parametri la linea di massima densità, risolvendo per H_d , può essere descritta come

$$(6.24) \quad N_{max} = \frac{b_0}{a_0} 2b_0^{\frac{a_1-1}{b_1}} d_{max}^{\frac{a_1-1}{b_1}} = cd_{max}^E$$

$$(6.25) \quad d_m = \frac{1}{a_0 H_d^{b_1(E+1)} N + b_0 H_d^{b_1}}$$

Come si è detto, Reineke (1933) assegna ad E il valore -1,605; nella regola completa per la densità di competizione il parametro a_1 è sostituito da una stima della pendenza E della linea di densità asintotica. Sterba e Monserud (1993) applicano questa equazione a popolamenti misti disetanei, ottenendo una pendenza molto meno accentuata di quella di Reineke per popolamenti puri. Nella loro ricerca, gli stessi autori analizzano i valori di E proposti in diversi studi. Hamilton (1990) riscontra, mediante simulazioni di sviluppo di popolamenti puri, un valore molto simile a quello che ci si aspetta dallo *Stand density index* di Reineke; diversi altri autori (Oliver e Powers, 1978; Seidel e Cochran, 1981; Cochran, 1985; Demars e Barrett, 1987; Sterba, 1987) raccomandano valori di pendenza simili per la linea della massima relazione tra densità e diametro medio di Reineke (E da -1,5 a -1,77). Secondo Curtis (1982) il valore -1,605 di Reineke è una media ragionevole per tutte le specie, ma probabilmente non è corretta per nessuna singolarmente.

Sterba e Monserud (1993) ipotizzano che le deviazioni riscontrate rispetto alla linea di Reineke possano derivare da differenze strutturali tra popolamenti puri coetanei e popolamenti misti disetanei, a causa della compensazione tra mortalità e crescita nei popolamenti misti disetanei. La pendenza della linea asintotica di densità di un popolamento dipende quindi dalla misura dello scostamento della sua struttura da quella di un popolamento puro coetaneo; si rende così necessaria una quinta costante che possa esprimere la struttura del popolamento. Questo parametro, attraverso l'analisi di un campione più ampio, è stato indicato nella *skewness* (cioè il grado di asimmetria di una distribuzione intorno alla propria media) della distribuzione dei diametri elevati alla potenza di 1,5; l'asimmetria è nulla in popolamenti puri coetanei, ma altera la pendenza della linea di Reineke per strutture che si discostano da queste caratteristiche:

$$(6.26) \quad E = c \times SK_p - 1,605$$

Dall'analisi dei dati di Sterba e Monserud (1993) appare evidente l'influenza della struttura, operante attraverso l'asimmetria, sulla pendenza della linea di massima densità. L'asimmetria è legata alla disetaneità e alla plurispecificità del popolamento, cosicché quanto più alta è l'asimmetria – e quindi la disetaneità – della distribuzione dei diametri elevati alla potenza di 1,5, tanto meno ripida risulta la pendenza della linea di massima densità. Popolamenti molto disetanei con una asimmetria alta e una distribuzione dei diametri molto spostata verso i valori bassi hanno una linea di massima densità quasi orizzontale, cioè possono assumere quasi ogni diametro medio senza grandi variazioni in densità finché la struttura rimane costante (Sterba e Monserud, 1993).

Per quanto riguarda l'applicazione dello *Stand density index* a popolamenti misti, i risultati di Puettmann et al. (1992) indicano che quando un popolamento è composto da diverse specie è valido estendere i risultati di Reineke (1933) e assumere che per quella data mescolanza esista una stretta relazione tra il massimo numero di individui e il diametro medio. Per estendere il modello di Reineke a boschi con molte specie, Torres-Rojo e Velázquez-Martínez (2000) suppongono che la pendenza della linea massima densità-diametro medio valga -1,605 sia per specie singole che per mescolanze. Sulla base di questo presupposto e utilizzando il modello di Reineke, essi vi introducono le differenze nell'intercetta c , variabile proprio con la specie:

$$(6.27) \quad \log N = \sum a_i PS_i - 1,605 \log d_m$$

dove PS_i è la proporzione dell' i -esima specie della mescolanza, a_i è una costante specifica e l'addendo in sommatoria rappresenta l'intercetta della relazione complessiva. Una volta che il modello sia stato trovato, il problema è calcolare lo *Stand density index*. Il modello definito da Reineke non può essere usato con una mescolanza di specie, poiché N rappresenta il numero totale di piante, indipendentemente dalla specie cui appartengono. Di conseguenza, se la loro densità fosse immessa direttamente, poiché la pendenza della retta limitante è costante, non sarebbe possibile distinguere lo *Stand density index* delle differenti proporzioni di specie. Ciononostante, considerando ad esempio un popolamento con due specie, se fosse possibile calcolare il numero di piante della specie A in funzione del numero di piante della specie B , si otterrebbe un numero totale di piante basato solamente sulla seconda specie, il che consentirebbe di calcolare lo *Stand density index* con il modello di Reineke. Questo numero di piante viene chiamato da Torres-Rojo e Velázquez-Martínez (2000) "Numero Standard di Piante" (*NEA*), e rappresenta il numero di piante di una qualsiasi mescolanza espresso in funzione di una sola delle specie. Pertanto, il problema di calcolare lo *Stand density index* nei popolamenti misti risiede nell'ottenere una stima del *NEA* in termini di una specie particolare, che viene denominata "specie di base".

Torres-Rojo e Velázquez-Martínez (2000) definiscono una procedura analitica per calcolare il *NEA* in funzione del modello di densità proposto (equazione 6.18); una volta stimato il numero standard di alberi, lo *Stand density index* della mescolanza può essere calcolato applicando il *NEA* trovato al modello di Reineke:

$$(6.28) \quad SDI = NEA \left(\frac{d_m(sp.base)}{d_m(mescolanza)} \right)^{1,605}$$

Il modello descritto si trasforma nel modello originale di Reineke se il popolamento è puro, ma se questo è misto il suo grado di competizione è definito dalla proporzione di specie nella mescolanza. Come indice di densità è facilmente misurabile in campo, poiché si richiede solo di misurare i diametri e registrare le specie in ciascuna area di saggio; si tratta di una misura indipendente da età e produttività. Inoltre, se popolamenti irregolari hanno la stessa linea di densità massima di popolamenti coetanei,

lo *Stand density index* così calcolato è anche indipendente dalla struttura del popolamento, ma il modello è comunque capace di differenziare mescolanze con linee di massima densità differenti in intercetta e pendenza, o popolamenti con una diversa struttura dimensionale delle specie ma una stessa proporzione specifica, numero di piante e diametro medio. È possibile estendere il modello del *NEA* anche senza presupporre che la pendenza della linea di massima densità sia la stessa per qualsiasi grado di mescolanza, sebbene questa ulteriore variabile non venga esplicitamente prevista e possa introdurre una distorsione nella stima del livello competizione che si verifica nel popolamento. L'applicazione del modello ad un caso reale ha mostrato che il modello di densità per una mescolanza deve includere variazioni nell'intercetta e nella pendenza della retta di massima densità per ciascuna specie; ciò dimostra l'esistenza di differenti pendenze per le diverse specie, contrariamente a quanto postulato in origine da Reineke.

6.2 Applicazioni selvicolturali ed ecologiche

La relazione tra dimensioni medie dell'albero e densità di popolazione ha contribuito allo sviluppo di diversi strumenti pratici per la gestione della densità (Gingrich, 1967; Drew e Flewelling, 1977; Wilson, 1979; Long e Smith, 1984). Queste guide pratiche per la gestione della densità vengono usate per determinare la densità rispetto ad un livello di riferimento e per confrontarla con livelli predeterminati rappresentati nelle guide; è possibile così identificare la necessità di controllo della densità, le alternative di gestione, l'epoca d'intervento e la densità residua desiderata (Ernst e Knapp, 1985). L'applicabilità di una guida specifica a un certo popolamento dipende dalle assunzioni fatte nello sviluppo della guida a proposito della composizione specifica, della struttura del popolamento e dei livelli raccomandati di densità o *stocking*.

Uno strumento molto utilizzato nella selvicoltura anglosassone è lo *Stand density management diagram (SDMD)*, o diagramma per la gestione della densità, uno strumento semplice e utile per la programmazione, visualizzazione e valutazione di regimi alternativi di gestione della densità (Jack e Long, 1996). Questi diagrammi comprendono i principi fondamentali del comportamento delle popolazioni dipendente dalle densità, tra cui l'autodiradamento e la risposta alla competizione. I loro formati sono assai variabili, ma la maggior parte di essi comprende le dimensioni medie di qualche parametro dendrometrico (volume o diametro) e la densità del popolamento sugli assi principali in scala logaritmica, e include curve aggiuntive che rappresentano un indice di densità relativa, il volume del popolamento o il diametro medio (a seconda di quale dei due è rappresentato su uno degli assi principali), l'altezza dominante come indice di fertilità (figura 6.4). Quest'ultima differenzia gli *SDMD* da molti altri grafici e nomogrammi e permette, insieme ad appropriate curve per gli indici stagionali, di stimare i tassi di accrescimento. Queste caratteristiche aggiuntive rendono gli *Stand density management diagram* modelli di crescita completi e in grado di fornire complete informazioni strutturali, contrariamente ai modelli precedenti che si basavano solamente su due parametri (Gingrich, 1967).

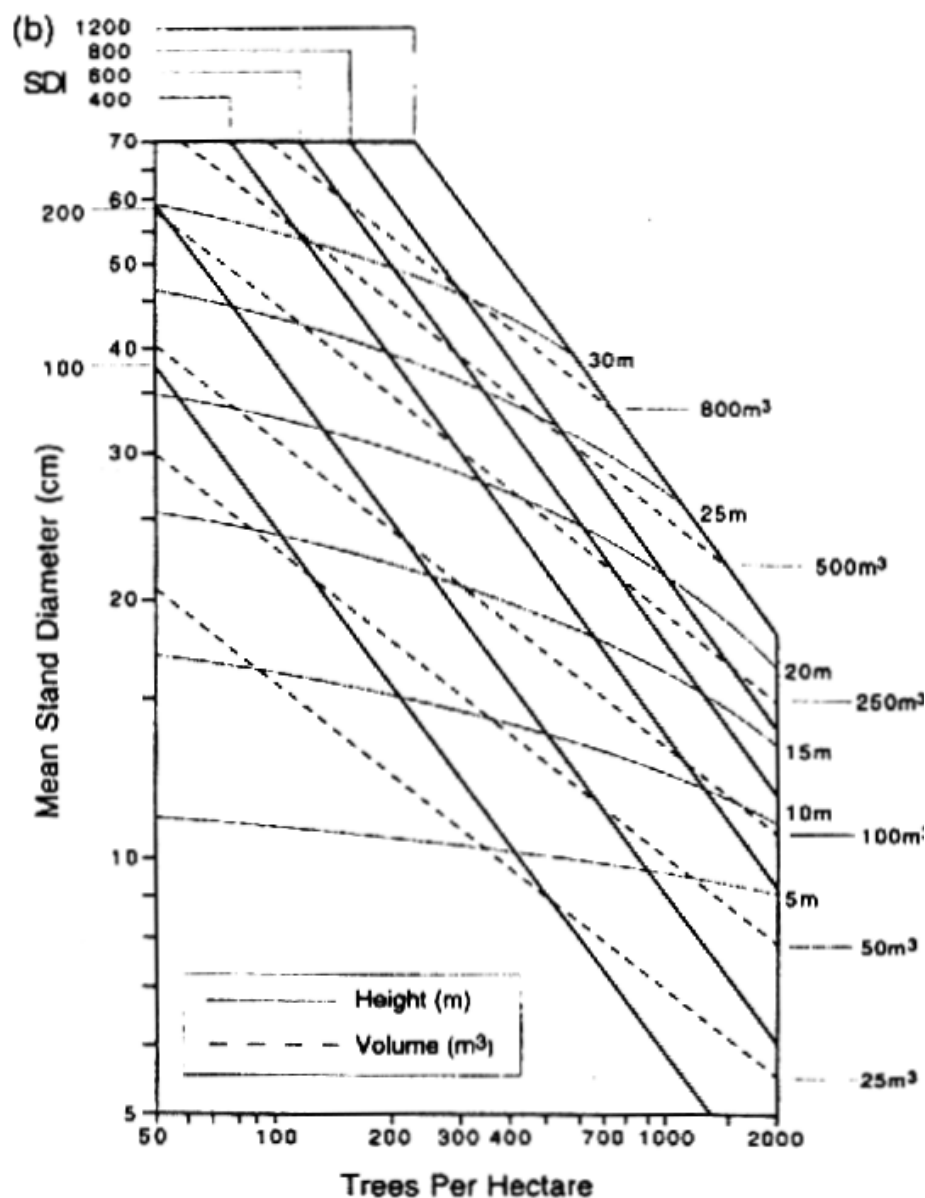


Figura 6.4 – Stand density management diagram per il teak (*Tectona grandis* L.) in piantagione (da Kumar et al., 1995).

Questi diagrammi permettono di rappresentare e valutare rapidamente le conseguenze di diversi regimi di gestione della densità, affiancando la traiettoria di autodiradamento naturale di popolamenti non gestiti a diverse ipotesi di trattamenti intercalari a seconda degli obiettivi di gestione. A partire da equazioni appropriate per gli indici stazionali, l'altezza stimata nello SDMD può essere utilizzata per stimare l'età del popolamento, e cioè il tempo richiesto per raggiungere particolari strutture, stadi di sviluppo o provvigioni, nonché per costruire semplici tavole alometriche. Inoltre,

queste informazioni possono essere affiancate da requisiti ecologici o economici, ad esempio considerando le combinazioni di diametro e densità che rendono più o meno probabili gli attacchi di coleotteri del legno (Cochran, 1992) o le soglie minime di volume e dimensioni che giustificano l'economicità di un taglio (Long, 1985; McCarter e Long, 1986). Uno *Stand density management diagram* identifica rapidamente le alternative incompatibili con gli obiettivi di gestione escludendole dalla scelta finale. Per poter applicare uno *Stand density management diagram* ad un popolamento specifico, occorre considerare diversi aspetti (B.C. Ministry of Forests, 1997b):

1. Lo *SDMD* è uno strumento approssimativo, che fornisce informazioni ad un basso livello di dettaglio mediate su tutto il popolamento;
2. Il popolamento deve avere le caratteristiche assunte dal diagramma, cioè un buon grado di purezza ed una struttura coetanea monoplana;
3. La crescita del popolamento non deve essere disturbata da eventi catastrofici per agenti biotici o abiotici, in modo che la sua traiettoria di sviluppo prevedibile si avvicini a quella rappresentata dallo *Stand density management diagram*;
4. La scelta del diagramma giusto è basata su specie, regione e distribuzione spaziale degli alberi (popolamenti naturali o artificiali). In modo analogo è da effettuare la scelta della curva per gli indici stazionali.

Il principio fondamentale è che i diversi livelli di densità, o stadi di sviluppo del popolamento, siano rappresentati dal variare della misura di densità relativa. Gli obiettivi di gestione sono tradotti in specifici livelli di densità; in popolamenti artificiali, il bosco viene lasciato crescere fino al limite superiore desiderato di densità, e a questo punto si effettua il diradamento per ridurre la densità al limite inferiore. Questo processo viene ripetuto tante volte quanto necessario e modificato per soddisfare obiettivi specifici, come le dimensioni assortimentali e il minimo prelievo di massa (Long, 1985; McCarter e Long, 1986).

I limiti superiori e inferiori di densità, la cui individuazione è la fase più difficile nel progettare la gestione della densità, rappresentano un compromesso tra la massima produzione di volume per unità di superficie e la massima crescita individuale dell'albero e le sue dimensioni, che non possono essere massimizzate simultaneamente (Long, 1985). Tale compromesso viene rappresentato graficamente come la zona di

gestione ottimale della densità (Smith, 1998). Un indice effettivo con cui tradurre gli obiettivi in prescrizioni gestionali è proprio lo *Stand density index*. Il limite superiore, ad esempio, può essere deciso con l'intenzione di mantenere un valore minimo di crescita individuale. In questo modo è sufficiente lasciare che lo *Stand density index* si mantenga al di sotto della soglia dell'interazione competitiva, per soddisfare i requisiti assortimentali e contenere i costi dell'intervento (usando quindi *SDI* relativamente bassi). Un altro possibile obiettivo può essere quello di mantenere un livello minimo di vitalità delle piante, cioè una rapida risposta ai diradamenti e al manifestarsi di patologie. È stato dimostrato che un rapporto tra chioma vitale e altezza del fusto superiore al 40% è, per molte conifere, espressione di sufficiente vitalità (Daniel, Helms e Baker, 1979); questo valore corrisponde ad uno *Stand density index* di circa il 50% rispetto allo *SDI* massimo per la specie (Long, 1985). Infine, il limite superiore di densità può limitarsi semplicemente ad evitare l'autodiradamento e la conseguente mortalità; uno *Stand density index* minore o uguale del 60% rispetto allo *SDI* massimo per la specie soddisfa questo obiettivo (Drew e Flewelling, 1977, 1979; Flewelling, 1981; McCarter, 1984; Long, 1985), sebbene le dimensioni degli alberi possano apparire sostanzialmente minori rispetto a quanto non sarebbero con un limite superiore di densità più cauto.

Anche il limite inferiore di densità, cioè la densità residua dopo il diradamento, influenza la crescita sia del popolamento che dei singoli alberi, e viene deciso in base al compromesso accettabile tra produzione potenziale di volume della stazione e crescita e dimensioni individuali dell'albero. Quanto più i due limiti sono vicini, tanto più breve sarà l'intervallo di tempo tra i diradamenti e tanto maggiore sarà la percentuale della produzione potenziale di volume della stazione che verrà catturata (Long, 1985). Il diametro medio che si vuole ottenere alla fine del turno e il limite superiore di densità desiderato definiscono la struttura e la produttività del popolamento maturo; è quindi semplice proiettare indietro nel tempo i valori desiderati e, con l'aiuto del diagramma, determinare frequenza ed intensità dei diradamenti disegnando una traiettoria "a scalini" (figura 6.5) tra i limiti superiore ed inferiore di densità scelti (Jack e Long, 1996; Smith e Woods, 1997; Peng, 2000).

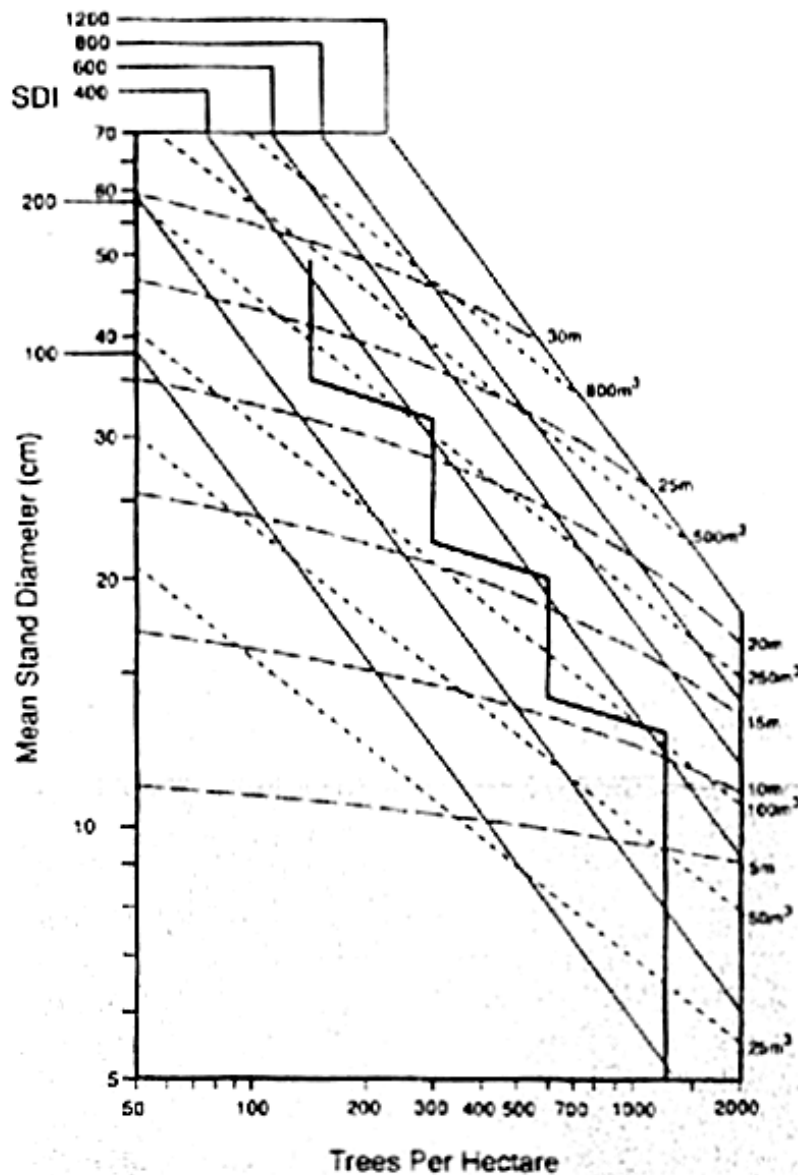


Figura 6.5 – Proposta di gestione della densità per il teak (*Tectona grandis* L.) in piantagione. Si considera di voler ottenere a fine turno un diametro medio di 50 cm; il diametro minimo commerciabile è 10 cm. Il limite superiore di densità è dato da uno *SDI* del 60% rispetto al valore massimo per la specie per evitare l'autodiradamento e mantenere la vitalità delle piante, il limite minimo è *SDI* = 35% del valore massimo per la specie per realizzare la maggior parte della crescita potenziale legata alla stazione. Dal diagramma è possibile calcolare il numero di piante ed il volume rimossi ad ogni diradamento, nonché l'età del popolamento a ciascun taglio e a fine turno grazie alle appropriate curve per gli indici stagionali (da Kumar et al., 1995).

Secondo Archibald e Bowling (1995), gli *Stand density management diagram* possono modellare l'effetto di diradamenti effettuati solamente dal basso. Per simulare un diradamento (figura 6.6) ci si sposta verso sinistra sul diagramma parallelamente alle

curve dell'altezza dominante, a partire dallo stato del popolamento prima del taglio intercalare e fino al livello desiderato di densità residua. È necessario spostarsi parallelamente alle curve dell'altezza dominante, anziché all'asse delle ascisse, perché il diradamento dal basso non modifica l'altezza dominante del popolamento, mentre spostandosi in orizzontale l'altezza dominante diminuirebbe. La nuova posizione del popolamento diradato sul diagramma è caratterizzata da un lieve aumento del diametro medio, effetto coerente con un diradamento dal basso (Archibald e Bowling, 1995).

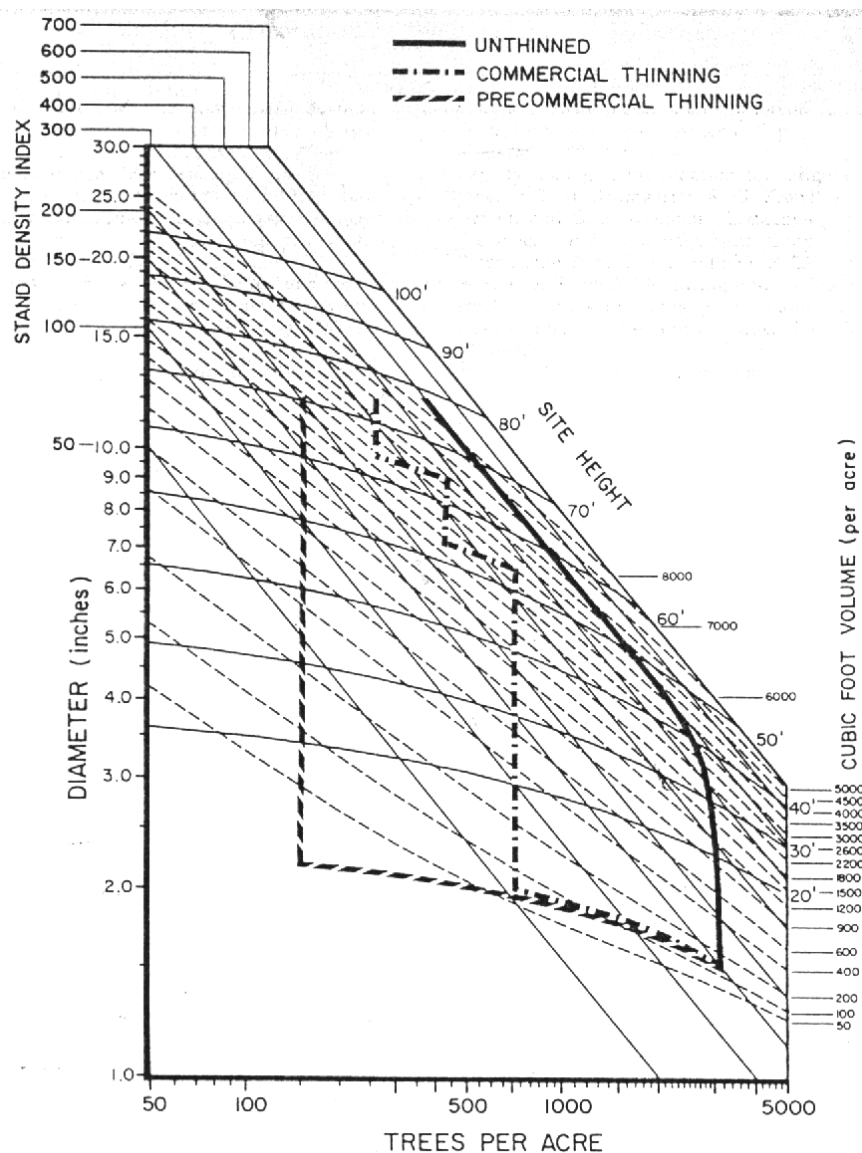


Figura 6.6 – Proposte alternative di gestione della densità per il lodgepole pine (*Pinus contorta* Douglas). Sono ipotizzati una libera evoluzione, un regime di diradamenti regolari ed uno sfollo precoce. Lo Stand density index è espresso in unità di misura anglosassoni (da McCarter e Long, 1986).

In base alle indicazioni già riportate a proposito del significato strutturale degli indici di densità relativa, gli *Stand density management diagram* possono anche essere utilizzati per modellare lo sviluppo di popolamenti esistenti. Questi vengono posizionati sul diagramma utilizzando due parametri a scelta tra la loro densità, diametro medio o altezza dominante. Se il popolamento si trova al di sopra della zona di imminente mortalità da competizione, l'autodiradamento è in corso, e deve essere presa una decisione selvicolturale scegliendo se accettare la dinamica naturale del popolamento o ridurre la densità con un diradamento. Se invece il popolamento è posizionato tra la linea di chiusura delle chiome e la zona di imminente mortalità da competizione, esso ha raggiunto la completa copertura e sta crescendo libero da mortalità densità-dipendente. Se infine il popolamento si trova sotto la linea di chiusura delle chiome, esso non ha ancora raggiunto la completa copertura e la piena utilizzazione delle risorse del sito; è il caso di popolamenti molto giovani che non hanno ancora raggiunto la loro massima densità, oppure di popolamenti *understocked* che possono richiedere un trattamento particolare (Archibald e Bowling, 1995).

Sebbene la maggior parte delle ricerche si sia concentrata su popolamenti puri e coetanei, lo schema descritto può anche essere applicato alla gestione di boschi disetanei. I limiti superiori e inferiori di densità consigliati in molte guide sono basati sull'obiettivo della produzione di legname; dove la gestione richiede di sviluppare altre funzioni del bosco occorre moderare i livelli di densità raccomandati per garantire una maggiore diversità specifica o strutturale. Powelson e Martin (2001) illustrano le potenzialità che questi strumenti possiedono nei confronti di un aumento di diversità biologica e strutturale nei popolamenti forestali, mentre Kikuzawa (1982, 1984) suggerisce che gli *Stand density management diagram* possano essere costruiti anche per strutture complesse, elaborandone uno per le foreste di latifoglie decidue.

Stand density management diagram sono stati elaborati da Ando (1968) per le principali specie forestali del Giappone e introdotti negli Stati Uniti da Drew e Flewelling (1979) per diverse specie arboree nordamericane. Sono state sviluppate versioni di tali diagrammi basate su algoritmi, per ridurre le possibilità di errore nel tracciamento manuale di relazioni così complesse nei popolamenti; Jack e Long (1996) e Newton (1997) riportano una bibliografia esaustiva delle diverse tappe attraverso le quali gli *Stand density management diagram* si sono sviluppati. Gli *SDMD* integrano le

relazioni tra densità, struttura, dinamiche di chioma ed efficienza produttiva, e legano la selvicoltura quantitativa all'ecologia di popolazione; nonostante il loro grande valore pratico, tuttavia, sono strumenti di cui gli utilizzatori devono riconoscere i limiti e le reali potenzialità di utilizzo. Infatti essi non sono intesi come modelli dettagliati di crescita e di produzione: una volta identificate le alternative utili, analisi più dettagliate devono essere ricavate dall'utilizzo di altri strumenti. Le loro limitazioni, oltre a quelle relative alle leggi di autodiradamento su cui si basano, risiedono nella loro natura statica, che li rende strumenti poco adatti a rappresentare le variazioni di struttura dei popolamenti in condizioni naturali rispetto a quelli artificiali. Questo limite è solo parzialmente risolto costruendo diagrammi separati per le due realtà. Inoltre, essi considerano costante la risposta del popolamento ai diradamenti, assumendo che la crescita di popolamento diradato avrà un andamento simile a quello della crescita antecedente il taglio; la distorsione introdotta è particolarmente accentuata per diradamenti intensi in popolamenti maturi (Long, 1988), che si presentano assai meno reattivi ai trattamenti che non boschi in fasi di sviluppo più precoci. Un'obiezione frequente riguarda anche gli attributi del popolamento che i diagrammi sono in grado di fornire; il diametro medio, in particolare, sembra fornire un livello di dettaglio troppo basso per elaborare decisioni gestionali complesse.

Infine, l'utilizzo di questi strumenti è giustificato solamente in un contesto selvicolturale assai schematico e standardizzato come quello nordamericano, che può contare su grandi superfici forestali relativamente uniformi, su un assestamento e una pianificazione forestale secolare e su una gestione marcatamente produttiva. Si ritiene che nella selvicoltura italiana, caratterizzata da superfici forestali più ridotte, da una gestione meno intensiva e dall'esigenza di valorizzare la polifunzionalità delle foreste, l'utilizzo degli *Stand density management diagram* comporti una eccessiva schematizzazione dei trattamenti e non sia pertanto appropriato alle esigenze di gestione.

Negli ultimi anni, la selvicoltura negli Stati Uniti e Canada ha fatto un uso crescente di modelli informatizzati per il processo di descrizione dei popolamenti e pianificazione delle alternative gestionali. Simulatori di crescita e produzione dei popolamenti forestali come il *Forest Vegetation Simulator* (Stage, 1973; Ritchie, 1999), che utilizzano lo *Stand density index* come descrittore di struttura e densità delle foreste,

sono in grado di modellizzare lo sviluppo dei popolamenti implementando la valutazione delle alternative selvicolturali e dei diversi fattori ecologici che agiscono nel contesto forestale. Anche a questo proposito, tuttavia, già diversi autori statunitensi (Peng, 2000) riconoscono che gli obiettivi selvicolturali tradizionali sono sempre più caratterizzati dal concetto di gestione sostenibile dell'ecosistema nel suo complesso, e che una modellizzazione eccessivamente empirica o meccanicistica non può rispecchiare, da sola, tale esigenza.

Diverse ricerche dimostrano come lo *Stand density index* sia in grado di fornire informazioni utili non solamente per la gestione della densità a fini produttivi, ma anche per descrivere e valorizzare le funzioni extra-produttive del bosco, che trovano riscontro in un'ampia gamma di obiettivi strutturali. Negli strumenti pianificatori lo *Stand density index* è utilizzato come descrittore dei popolamenti forestali secondo gli aspetti di volta in volta coinvolti nella gestione. Per citare solo alcuni esempi, in alcuni piani antincendi boschivi, lo *SDI* è riportato come indicatore dell'effetto dei trattamenti per la riduzione del carico di incendio (Armstrong et al., 2001); in Austria è stato implementato in un modello per calcolare i compensi da corrispondere ai proprietari di terreni boscati che debbano essere inclusi in riserve naturali (Tichy e Frank, 1998); dello *Stand density index* si servono alcuni modelli di stima economica dei beni paesaggistici e del loro effetto sul prezzo degli immobili, che includono la struttura e la cura dei boschi tra le caratteristiche estetiche da valutare (Thompson et al., 1999).

Nell'ambito di una ricerca sugli effetti del diradamento sullo sviluppo strutturale di popolamenti di abete Douglas (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco), si è riscontrato che lo *Stand density index* spiega bene le differenze nelle frequenze della rinnovazione (figura 6.7). Le frequenze maggiori di rinnovazione sono state riscontrate in popolamenti con *SDI* compreso tra 300 e 665 (in unità di misura anglosassoni). Popolamenti con valori di *SDI* maggiori di 815, che si trovano nella zona di imminente mortalità da competizione secondo Drew e Flewelling (1979), hanno frequenza di rinnovazione molto bassa o nulla; pure se diradati a uno *SDI* di 370 alcuni di questi popolamenti hanno prodotto solo moderate frequenze di rinnovazione, probabilmente a causa della limitata disponibilità di seme o della competizione tra la vegetazione (Bailey e Tappeiner, 1998).

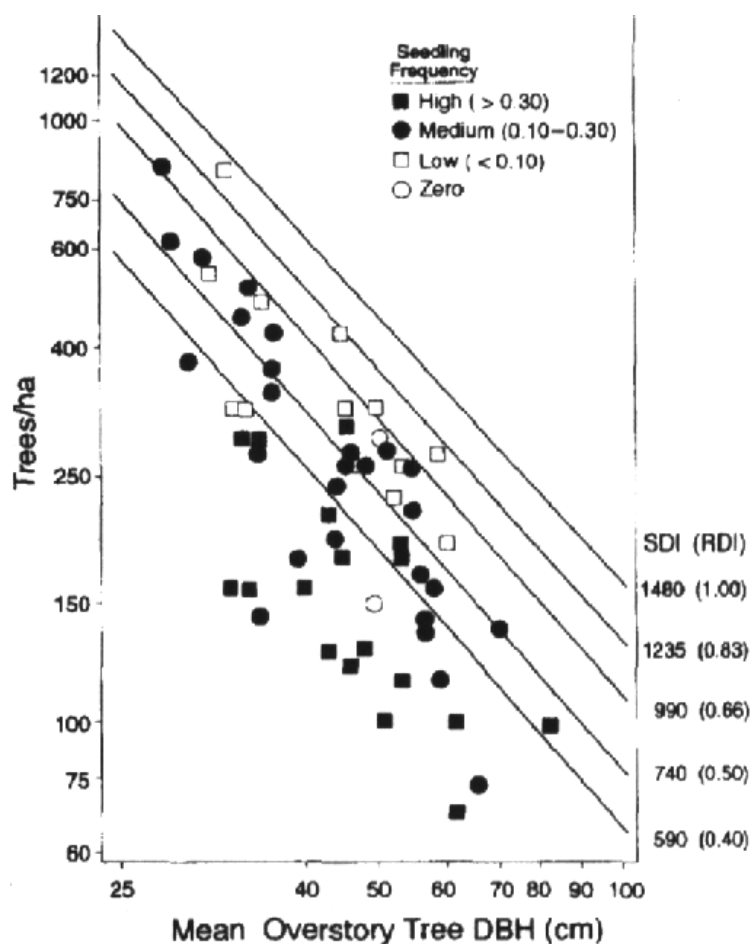


Figura 6.7 – Frequenza di rinnovazione in popolamenti di abete Douglas (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) rappresentata su un diagramma di densità del popolamento (da Bailey e Tappeiner, 1998).

Lo *Stand density index* può fornire indicazioni assai utili anche per i diversi aspetti legati alla stabilità biologica e strutturale dei singoli alberi e dei popolamenti nel loro complesso. A livello individuale, Dean e Baldwin (1996c) hanno dimostrato la correlazione tra lo *Stand density index* e le proprietà meccaniche del fusto. Ipotizzando che l'indice rappresenti lo stress di tensione applicato al fusto per l'azione del vento sulla chioma, questi autori hanno legato l'espressione dello *SDI* al modello dello stress costante per la formazione del fusto (Metzger, 1893; Dean e Long, 1986). Lo *Stand density index* è stato così espresso esclusivamente come funzione della densità fogliare, della profondità di chioma e del tasso di chioma viva (Dean e Baldwin, 1996a), cioè solo in funzione di variabili descrittive della chioma, nell'ipotesi che i fusti si sviluppino secondo il modello dello stress costante.

Anche la stabilità dei popolamenti può essere espressa in funzione dello *Stand density index*, che è stato utilizzato per valutare il rischio di schianti da vento e impostare gli opportuni interventi correttivi (Mitchell, 2000). Inoltre, il secondo inventario forestale nazionale svizzero (Brassel e Brändli, 1999) ha assegnato particolare importanza allo *SDI*, sia attribuendo alla sua variazione rispetto all'inventario precedente un valore predittivo del grado di chiusura e dell'evoluzione dei popolamenti forestali (Brändli e Herold, 2001), sia utilizzandolo come indice di densità per valutare l'effetto protettivo del bosco nei confronti della caduta di massi (tabelle 6.4 e 6.5).

	<i>Giura</i>	<i>Altopiano</i>	<i>Prealpi</i>	<i>Alpi</i>	<i>Alpi Sud</i>	<i>Svizzera</i>
Subalpino sup.				6,4	15,1	8,0
Subalpino inf.			0,3	3,0	12,5	2,7
Montano sup.	3,5		5,5	6,7	12,8	6,4
Montano inf.	3,5	2,5	6,4	8,3	16,8	5,7
Collinare	5,6	3,0	3,8	8,0	17,2	5,4
Totale	3,9	2,8	4,5	5,5	14,9	5,3

Tabella 6.4 – Variazione dello *SDI* in funzione del piano vegetazionale, in percentuale rispetto al primo inventario forestale svizzero (Bachofen et al., 1990) e per regione di produzione (da Brassel e Brändli, 1999).

	<i>SDI</i>	<i>G comparabile</i> (m^2/ha)	<i>Popolamenti di confronto</i>
Scarso	Fino a 400	Fino a 18	Popolamenti aperti e radi
Medio	401-800	19-41	Popolamenti diradati, a densità normale e leggera
Buono	801-1200	42-65	Popolamenti densi, es. foreste vergini del piano montano nella fase disetanea
Molto buono	Oltre 1200	Oltre 65	Popolamenti molto densi

Tabella 6.5 – Effetto protettivo relativo contro la caduta massi in funzione della densità del popolamento; i popolamenti di confronto si basano sulla letteratura (Leibundgut, 1982) e sulle tavole alsometriche (da Brändli e Herold, 2001).

Anhold e Long (1996) hanno analizzato la suscettibilità di popolamenti di conifere agli attacchi di scolitidi, individuando le densità capaci di limitare tali attacchi. La zona di elevata suscettibilità è in questo caso caratterizzata da uno *Stand density*

index compreso tra il 20% e il 35% rispetto al massimo per la specie (figura 6.8); la gestione della densità può influenzare la traiettoria di sviluppo dei popolamenti in modo tale da evitare la zona pericolosa. McMillin et al. (2001) hanno analizzato diversi popolamenti misti ad *Abies lasiocarpa* (Hook.) Nutt. attaccati da scolitidi. Dalla loro ricerca emerge che lo *Stand density index* complessivo dei popolamenti infestati è significativamente inferiore a quello dei popolamenti sani, ma quello dell'abete aumenta dopo attacchi intensi. Anche per il *Pinus ponderosa* Douglas i livelli di densità in combinazione con le dimensioni individuali influenzano la mortalità dovuta ad attacchi di scolitidi (Mitchell e Preisler, 1991, 1993; Cochran e Barrett, 1993, 1995, 1998; Cochran e Dahms, 1998). La rappresentazione della mortalità in funzione dello *Stand density index* indica spesso una densità soglia oltre la quale piante di diametro superiore a 20 cm hanno una elevata probabilità di essere danneggiate mortalmente. Per il *lodgepole pine* (*Pinus contorta* Douglas) la soglia sembra corrispondere ad uno *SDI* di 170 (Peterson e Hibbs, 1989; Cochran e Dahms, 1998); per il *Pinus ponderosa* sembra legata alla fertilità della stazione e va da 240 (Cochran et al., 1994) a 270 (Cochran e Barrett, 1999a), in unità di misura anglosassoni. Infine, Perkins e Roberts (2003) hanno dimostrato che popolamenti di *Pinus albicaulis* Engelm. hanno il 100% di probabilità di essere attaccati da scolitidi se il loro *Stand density index* supera il valore-soglia di 80 (espresso in unità di misura anglosassoni).

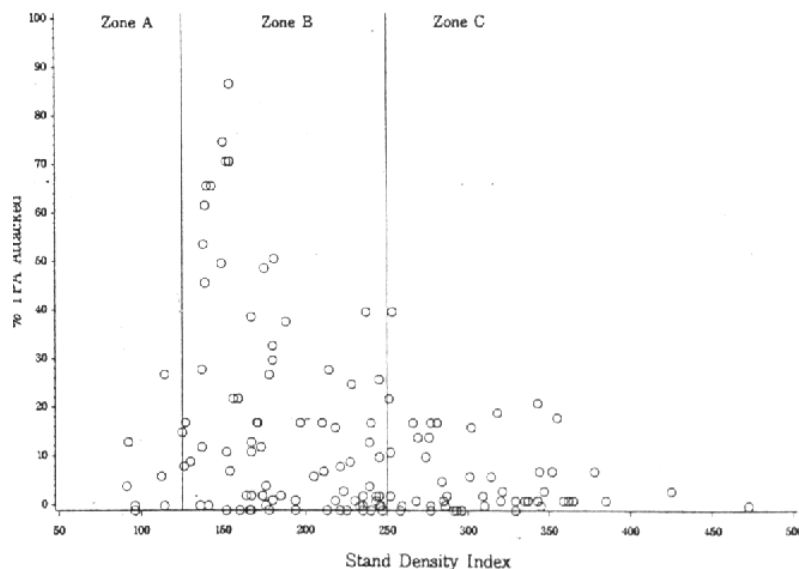


Figura 6.8 – Perdite potenziali (percentuale di piante per acro attaccate) in popolamenti di *lodgepole pine* (*Pinus contorta* Douglas) per attacchi del coleottero scolitide *Dendroctonus ponderosae* Hopkins in funzione dello *Stand density index*, qui espresso in unità di misura anglosassoni (da Anhold e Long, 1996).

Ulteriori applicazioni dello *Stand density index* riguardano gli effetti della densità sulla allocazione dei prodotti di fotosintesi nell'albero e sulla conseguente domanda di composti azotati dal suolo (Dicus e Dean, 1998), nonché la produzione di foraggio nello strato erbaceo di diversi popolamenti forestali (figura 6.9) (Smith, 1989; Moore e Deiter, 1992; Gallo et al., 1999; Naumburg e DeWald, 1999).

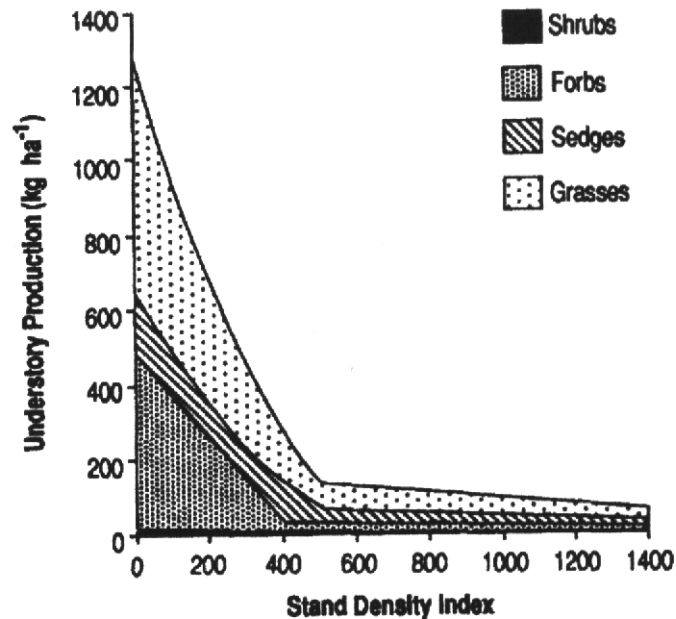


Figura 6.9 – Produzione del piano inferiore arbustivo ed erbaceo per categoria vegetale in funzione dello *Stand density index* in popolamenti di *Pinus ponderosa* Douglas (da Moore e Deiter, 1992).

Le applicazioni più interessanti dello *Stand density index* riguardano tuttavia la modellizzazione degli effetti della struttura sulla funzione ecologica del bosco, in particolare nei confronti della fauna selvatica. Lo *SDI* è stato applicato ai problemi relativi agli habitat per la fauna selvatica da Smith e Long (1987), McTague e Patton (1989), Lilieholm et al. (1994), Sturtevant et al. (1996) e Hayes et al. (1997). Sebbene siano spesso necessari altri descrittori di struttura per valutare l'adeguatezza di un habitat per una data specie animale, lo *Stand density index* è un strumento efficace per determinare un insieme di condizioni entro cui si possono individuare gli habitat più adatti (Shaw, 2002). Il modello generale è quello proposto nella figura 6.10: l'area ombreggiata rappresenta le combinazioni di diametro medio e densità che garantiscono una struttura adatta agli habitat di una ipotetica specie. Questa zona è denominata "zona di adattabilità" (Shaw, 2002).

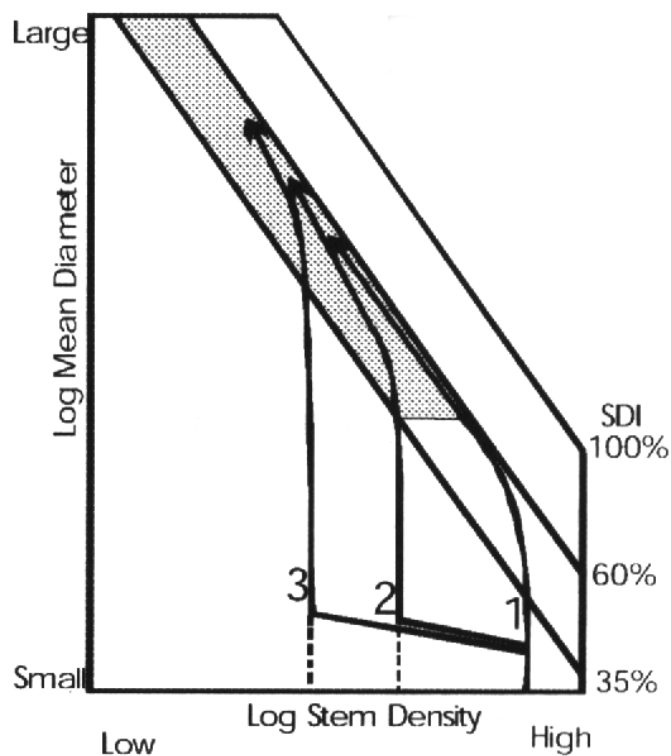


Figura 6.10 – Traiettorie di sviluppo di tre popolamenti differenti su uno *Stand density management diagram*; la zona ombreggiata rappresenta le combinazioni di diametro medio e densità che costituiscono l'habitat ideale di una ipotetica specie. Un popolamento con alta densità (vettore 1) si sviluppa liberamente e raggiunge la zona di mortalità da autodiradamento (*SDI* del 60% rispetto al massimo valore per la specie) ad un basso diametro medio. Con l'inizio dell'autodiradamento la densità resta alta e la traiettoria tende a muoversi parallelamente al bordo della zona. Densità minori (vettori 2 e 3) possono essere raggiunte con un diradamento (segmenti orizzontali) o possono essere la densità iniziale del popolamento (segmenti tratteggiati). Il vettore 2 entra nella zona di interesse al suo diametro medio minimo e vi rimane con l'inizio dell'autodiradamento; il vettore 3 raggiunge il medesimo valore di diametro medio nello stesso tempo del vettore 2 ma raggiunge la densità relativa desiderata dopo un tempo più lungo (da Shaw, 2002).

Shaw (2002) ha individuato le linee generali da seguire per l'applicazione dello *Stand density index* alla valutazione degli habitat per la fauna selvatica. Una volta individuati il limite inferiore e superiore di densità relativa adatti alla specie desiderata, sulla base di modelli predeterminati e delle esigenze ecologiche della specie stessa, viene giudicato lo stato dei popolamenti osservati rispetto a tali limiti. In funzione della situazione esistente, viene quindi consigliata una particolare gestione selvicolturale per valorizzare la funzione ecologica dei popolamenti, conducendo il loro sviluppo verso la zona di adattabilità.

Shaw (2002) presenta un modello generale delle dinamiche di popolamenti di conifere per valutare l'habitat di nidificazione dell'astore (*Accipiter gentilis* L.); il modello è strutturato in un ciclo di disturbo e rinnovazione (figura 6.11). Il ciclo inizia con popolamenti che sono stati trovati in condizioni adatte alla nidificazione (*Stand density index* maggiore del 35% rispetto al massimo, diametro medio superiore a 15 cm). Un disturbo non catastrofico, che lascia un numero significativo di alberi vivi, fa spostare la struttura del popolamento verso sinistra (vettore *A*). Il diametro medio cambia in funzione del disturbo, ad esempio diminuisce per un attacco di scolitidi sulle piante più grandi (Cole e Amman, 1980) o aumenta per il passaggio di un incendio leggero che danneggia le più piccole. La diminuzione del numero di piante rende disponibile un maggiore spazio di crescita e causa l'insediarsi della rinnovazione, che fa diminuire il diametro medio ed aumentare la densità (vettore *B*). Quando poi la rinnovazione cresce di dimensioni (vettore *C*), la densità rimane pressoché costante e il diametro medio continua ad aumentare fino al punto dove si verifica l'autodiradamento (*Stand density index*: 60% rispetto al valore massimo). Con l'inizio dell'autodiradamento lo *SDI* rimane costante, il diametro medio aumenta e la densità assoluta diminuisce (vettore *D*).

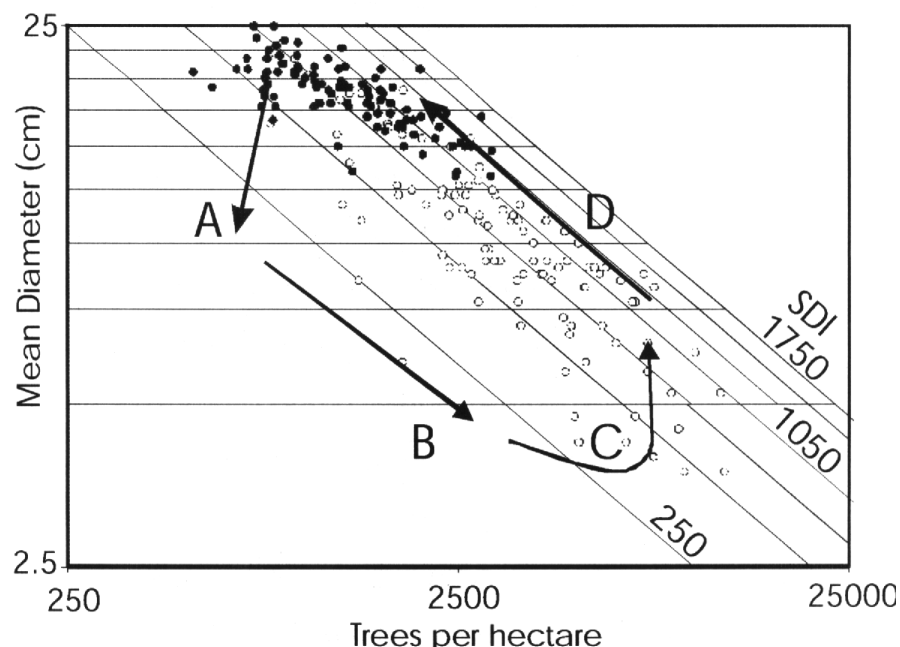


Figura 6.11 – Dati rilevati (simboli chiari) o elaborati (simboli scuri) sulle caratteristiche dei siti di nidificazione dell'astore (*Accipiter gentilis* L.) in popolamenti di *lodgepole pine* (*Pinus contorta* Douglas). Le frecce illustrano le variazioni durante i disturbi (*A*), la rinnovazione (*B*), l'avviamento verso la maturità (*C*) e l'autodiradamento (*D*) (da Shaw, 2002).

Simili ricerche sono state effettuate in Messico per il gufo a chiazze (*Strix occidentalis lucida* Nelson), per il tacchino selvatico (*Meleagris gallopavo* L.) e negli Stati Uniti per la martora americana (*Martes americana* Turton). In quest'ultimo caso (Sturtevant et al., 1996), l'analisi si è concentrata sugli effetti della densità nei confronti delle esigenze di copertura e di alimentazione della specie. In base a tali esigenze, l'elaborazione di uno *Stand density management diagram* ha consentito di prevedere la diversa disponibilità di risorse associata a ciascuno stadio di sviluppo del popolamento, nonché di elaborare uno schema selvicolturale per valorizzare le strutture favorevoli alla specie. Secondo Sturtevant et al. (1996), tuttavia, questo tipo di gestione degli habitat è da intendersi in termini di ecosistema: è improbabile che la fauna richieda un trattamento come quello proposto in ciascun popolamento; piuttosto, l'obiettivo è aumentare la diversità degli habitat nell'insieme del paesaggio forestale.

Ancora, Smith e Long (1987) hanno proposto un modello per tradurre le esigenze di copertura delle popolazioni di ungulati selvatici in caratteristiche strutturali del bosco. Il modello consente di determinare quali siano le strutture che rispondono alle esigenze individuate, rappresentando il loro stato attuale e l'evoluzione prevista su uno *Stand density management diagram*, che consente di elaborare le necessarie strategie di gestione (figura 6.12).

La zona di adattabilità, insieme ad altri criteri stagionali, può essere utilizzata come modello per cercare nuovi territori adatti alla specie non ancora conosciuti, mentre i popolamenti possono essere valutati in funzione del loro futuro potenziale come habitat. Una vasta gamma di strutture possono esistere nella zona di adattabilità; la giusta distribuzione di queste strutture nel paesaggio deve essere determinata con l'ausilio di indicatori della qualità locale della stazione e delle dinamiche del popolamento, nonché in base alle necessità strutturali della specie animale che costituisce l'oggetto dell'indagine (Shaw, 2002). Lo *Stand density index* consente di caratterizzare elementi importanti della struttura attuale e futura dei popolamenti; le dimensioni medie e la densità che rappresentano habitat ottimali possono essere utilizzati come obiettivi gestionali e modelli per le condizioni del popolamento desiderate (Liliehalm et al., 1994).

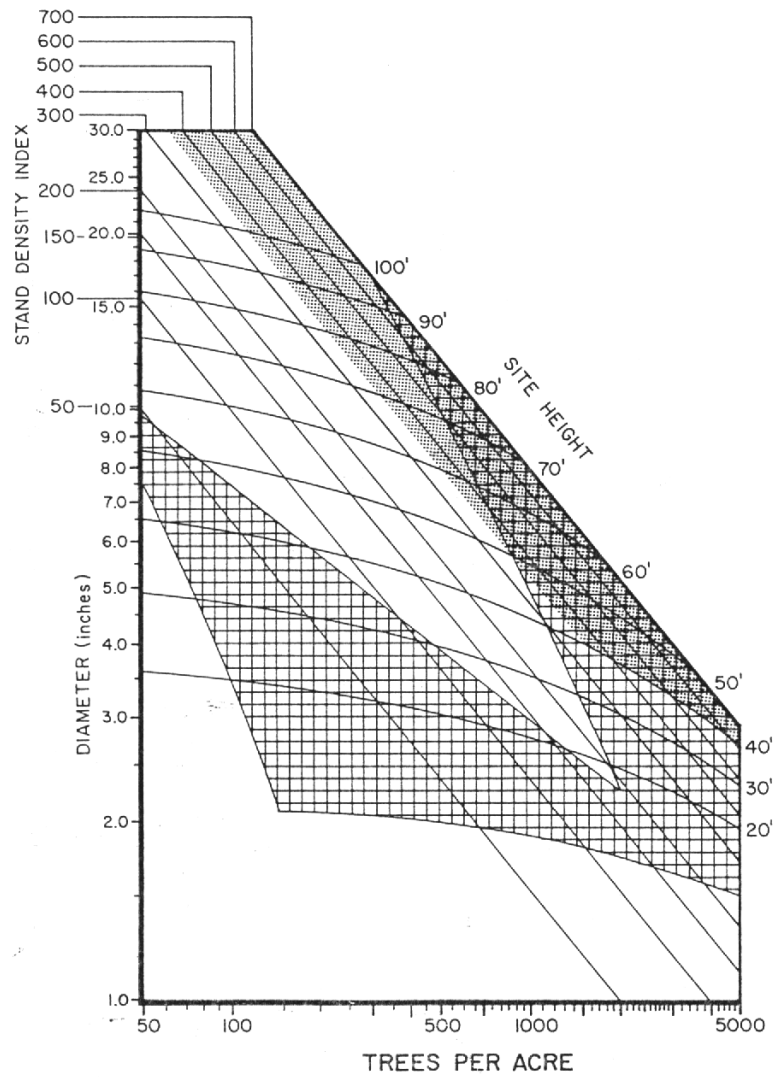


Figura 6.12 – Valutazione della copertura visiva (quadretti) e termica (ombreggiata) per gli ungulati selvatici, con le combinazioni di diametro medio e densità che individuano queste caratteristiche sullo *Stand density management diagram* di McCarter e Long (1986) per il *lodgepole pine* (*Pinus contorta* Douglas) (da Smith e Long, 1987).

7. *L'abete bianco*

7.1 *Caratteristiche della specie*

- Nome scientifico: *Abies alba* Mill.
- Nome comune: Abete bianco
- Classe: *Coniferopsida*
- Ordine: *Coniferae*
- Famiglia: *Pinaceae*

L'abete bianco è un albero dal portamento eretto e dalle grandi dimensioni. Nelle Alpi centro-occidentali è caratterizzato da portamenti non eccezionali come quelli che contraddistinguono gli individui presenti nel Giura svizzero o nelle Alpi orientali. In Piemonte questa specie raggiunge un'altezza massima di 40 metri (Raina, 1988), mentre in Val Noana (TN) non sono rari alberi alti anche 50 metri. Il diametro massimo si aggira intorno ai 2 metri.

L'apparato radicale è inizialmente fittonante; successivamente prevalgono le ramificazioni laterali che tendono ad approfondirsi nel terreno acquistando anch'esse una direzione verticale. In terreni superficiali l'apparato radicale assume una forma appiattita, mai così accentuata, però, come nel caso dell'apparato radicale dell'abete rosso (*Picea abies* (L.) Karst.). Il fusto è diritto e cilindrico; la corteccia, liscia e argentea nelle parti giovanili, è caratterizzata dalla presenza di bolle di resina più o meno abbondanti. Nelle piante adulte diviene più spessa e si screpola a placche, soprattutto nella parte inferiore del fusto che si presenta con un colore più scuro di quello dei rami giovani. Nei boschi fitti l'abete bianco si presenta spoglio di rami per una notevole parte della sua altezza, mentre quando è isolato presenta una folta ramificazione fin dalla base del fusto. La chioma è di forma piramidale nel periodo giovanile; tende però ad un arresto dell'accrescimento apicale, con conseguente sviluppo dei rami laterali, per formare il cosiddetto "nido di cicogna" quando la pianta ha raggiunto la maturità. È di colore verde cupo e presenta riflessi argentei dovuti al colore degli aghi, che nella pagina inferiore assumono un tono argenteo per la presenza di due linee stomatifere bianche e cerose. I rami principali sono fitti e robusti, con

disposizione verticillata più o meno regolare. I rametti sono disposti su un piano, distici (folti) e pubescenti, di colore grigio, lisci. Gli aghi persistenti (anche per più anni) sono inseriti a spirale sul rametto e sono disposti sullo stesso piano, assumendo il caratteristico aspetto a pettine: appiattiti, diritti o anche leggermente incurvati, lunghi 2-3 cm e larghi 2-3 mm. Questa regola subisce un'eccezione a livello dei rami fertili e di quasi tutti i rami alti, che presentano aghi con disposizione a spazzola, rivolti verso l'alto, più rigidi ed eretti e più corti. I coni sono eretti e quasi cilindrici; a maturità le scaglie si distaccano e cadono separate, lasciando sul ramo l'asse nudo.

L'abete bianco è una specie tipicamente europea, con un nucleo alpino e centro-europeo (Alpi, Giura francese e Svizzero, Selva Boema) da cui si originano tre prolungamenti: uno nord-orientale che dall'Erz-Gebirge, i Sudeti e i Carpazi si spinge a sud fino alle Alpi Transilvane; uno centrale che dalle Alpi Giulie si estende su buona parte dei Balcani; uno sud-occidentale, piuttosto discontinuo, che percorre l'Appennino fino alla Calabria (figura 7.1). L'Inventario Forestale Nazionale del 1985 (MAF/ISAF, 1988) riporta 29.700 ettari di fustaia a prevalenza di abete bianco; è possibile che comprendendo in questo computo i boschi misti a partecipazione della specie si giunga ad almeno 200.000 ettari, concentrati sulle Alpi (Bernetti, 1995). L'abete bianco è particolarmente frequente nel margine esterno del Trentino, nell'Altopiano di Asiago, in Cadore e sulle Alpi Carniche. In questo settore si trovano molti boschi misti con abete rosso e con faggio (*Fagus sylvatica* L.) trattati a taglio saltuario e di notevole produttività (Del Favero et al., 1990). Sull'Appennino i popolamenti di abete bianco sono alquanto dispersi.

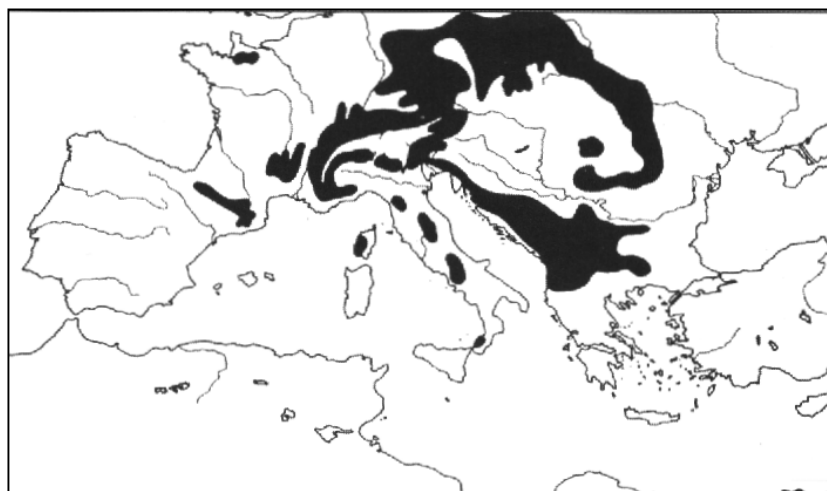


Figura 7.1 – Areale europeo dell'abete bianco (*Abies alba* Mill.) (da Dotta e Motta, 2000).

Le esigenze climatiche dell'abete bianco possono essere viste come intermedie fra quelle dell'abete rosso e quelle del faggio. Questa affermazione si presta tuttavia ad alcune incertezze e contraddizioni, connesse anche con lo stato di ritiro di areale in cui la specie si trova, con la povertà genetica che ha consentito una scarsa differenziazione in ecotipi e con le numerose patologie a cui l'abete va soggetto. L'abete bianco ha una resistenza alle minime invernali simile a quella dell'abete rosso (fino a -25 °C), ma la sua espansione in quota è impedita da maggiori esigenze di calore estivo e da una maggiore sensibilità all'aridità fisiologica da suolo gelato (Lingg, 1986). Più comunemente l'abete bianco si trova in stazioni che, rispetto alle temperature medie (6-11 °C), sono simili a quelle del faggio; in confronto a questo, però, l'abete è meno soggetto alle gelate primaverili, dipende di più dalle temperature estive e teme l'elevata umidità atmosferica che, fra l'altro, favorisce i parassiti. Ne discende che, rispetto al faggio, l'abete bianco è più spostato in senso continentale (Susmel, 1959) e difficilmente si trova nei fondovalle o nelle doline dove i fenomeni di inversione termica sono frequenti.

Sulle Alpi l'abete bianco gravita in un senso apparentemente meno termofilo e, pur associandosi al faggio, trova l'ottimo di sviluppo e il massimo di frequenza verso il limite superiore della fascia montana con occasionali risalite subalpine. Inoltre penetra nelle valli che per il faggio si rivelano troppo continentali. I suoi limiti altitudinali in questa realtà variano fra 800 e 1400-1600 metri; a Bagni di Vinadio, in Valle Stura, l'abete vegeta fino a quote di 2200 m. Nell'Appennino questa tendenza verso l'alto si conserva solo nelle porzioni settentrionali o più elevate; qui il limite altitudinale varia tra 800 e 1700 metri, ma può scendere anche a 400-500 metri. Qui l'abete bianco gravita in un senso più termofilo in quanto lascia al faggio e all'acero montano (*Acer pseudoplatanus* L.) la fascia superiore prossima ai crinali per presentare piuttosto il massimo di frequenza nella fascia montana inferiore, da cui tende a discendere nella fascia basale mescolandosi al cerro (*Quercus cerris* L.) o al castagno (*Castanea sativa* Mill.).

Nell'area ottimale per l'abete (come nelle Alpi orientali) si registrano piogge annue maggiori di 1500-2000 mm. Le crisi da aridità sono aggravate dall'influenza dei parassiti; in alcune valli endalpiche, l'abete si trova in stazioni caratterizzate solamente da 600 mm di pioggia all'anno, ma in questi casi il freddo invernale attenua l'azione

parassitaria. Tra le cause che possono minare l'esistenza dell'abete bianco si ricordano gli insetti (scolitidi, bostrico), i funghi agenti di marciume radicale (*Armillaria spp.* (Fr) Staude, *Heterobasidion annosum* (Fr) Bref.) e gli afidi. Una patologia riscontrata frequentemente è il cosiddetto "cuore bagnato", un quadro patologico di origine ancora ignota; esso si rivela alla base delle piante tagliate tramite una colata di liquido dall'odore fetido caratteristico e ricco in batteri; la struttura del legno risulta inalterata.

L'abete è indifferente alla natura litologica del substrato, salvo notevoli esigenze in profondità e umidità del suolo; l'abete bianco resiste un poco meglio del faggio all'umidità stagnante o al tenore di argilla. L'ampiezza ecologica rispetto all'acidità del terreno è piuttosto larga e incontra un limite solo nei suoli molto acidi con vegetazione di brughiera. La natura dell'humus, assieme alla vegetazione erbacea concorrente, svolge un ruolo importante nella rinnovazione naturale.

L'abete bianco è considerato una specie tollerante l'ombra, soprattutto allo stadio giovanile. Le giovani piante infatti si avvalgono dei fattori associati alla copertura: minore incidenza delle gelate, conservazione dell'umidità dell'atmosfera e del suolo. Nei boschi a struttura disetanea l'abete dimostra la capacità di sopravvivere alla copertura per più decenni mantenendosi allo stato di piccola pianta con accrescimenti molto ridotti. In condizioni di sviluppo normale, l'abete dimostra crescenti bisogni di spazio e di luce per potersi accrescere a grandi dimensioni e con buone prospettive di longevità. Le giovani abetine coetanee derivanti da piantagione densa conservano a lungo un elevato numero di piante perché le dominate sono piuttosto lente a morire. Questa condizione di popolamento denso a copertura intricata aggrava le crisi da aridità con l'intercettazione delle piogge; inoltre, lo sviluppo di fusti esili e con chiome inserite in alto e di forma irregolare accentua l'instabilità meccanica del popolamento.

La capacità di concorrenza dell'abete implica soprattutto il confronto con il faggio. Nel suo ottimo, il faggio è un temibile concorrente per l'abete, essendo caratterizzato da una chioma più coprente ed essendo capace di rinnovarsi in massa. Al contrario l'abete si rinnova progressivamente a chiazze. Allo stato attuale la mescolanza equilibrata fra abete e faggio si trova in località (come nelle posizioni mesalpiche) dove la latifolia è in svantaggio per motivi di clima, oppure in stazioni molto accidentate

dove la pendenza del terreno o i balzi di roccia impediscono la piena copertura delle chiome. Rispetto all'abete rosso, l'abete bianco ha lo svantaggio del minore accrescimento giovanile, bilanciato dalla maggiore tolleranza per l'ombra e dalla capacità di insediarsi sotto la copertura delle peccete adulte. Questi vantaggi sono ancora più accentuati nei confronti delle conifere pioniere, dove la successione a favore dell'abete può essere rallentata solo dalla fertilità scadente e da un denso insediamento anticipato di latifoglie. L'abete bianco, però, non riesce a conservare il possesso del territorio allo stato di popolamento puro perché non è capace di rinnovarsi nel proprio humus. Pertanto le abetine pure derivanti da piantagioni, o anche da invasioni nel territorio di altre specie, sono destinate inevitabilmente ad evolversi in bosco misto. L'abete bianco non ha difficoltà di rinnovazione e di permanenza quando è associato all'abete rosso: l'alternanza fra le due specie è uno degli elementi con cui l'abete contribuisce all'equilibrio dei boschi montani di conifere. La consociazione con il faggio invece si conserva nei limiti in cui la latifoglia è meno competitiva. Infine, l'abete può colonizzare facilmente cedui o boschi disturbati di querce o castagno, oppure anche pinete.

Un problema di carattere generale che riguarda l'arco alpino è rappresentato dalla presenza di ungulati selvatici. Questi, nutrendosi delle giovani piantine di abete bianco, ne impediscono la rinnovazione naturale. L'abete bianco, infatti, è la conifera più appetita dagli ungulati selvatici i quali, non potendo scendere durante l'inverno nei fondovalle antropizzati, svernano nelle abetine che rappresentano le formazioni che offrono la maggior probabilità di sopravvivenza. Questa situazione è tipica in Piemonte, rara in Valle d'Aosta, comune al resto delle Alpi. In Svizzera e in Austria non si ha rinnovazione se questa non viene protetta (Bernetti, 1995; Dotta e Motta, 2000).

Le abetine pure di origine artificiale sono spesso considerate come popolamenti transitori da trasformare in boschi misti cui impartire, tramite la rinnovazione naturale, una struttura disetanea. Nei popolamenti più naturaliformi l'abete bianco forma boschi misti per singole piante o per gruppi più o meno ampi, che la selvicoltura cerca di perpetuare tramite la rinnovazione naturale. L'abete bianco è la specie che invita di più a realizzare la struttura disetanea tipica in bosco misto e con alte provvigioni grazie ad una serie di sue caratteristiche peculiari. Tende, infatti, a rinnovarsi progressivamente per piccole chiazze disperse di novellame. La tolleranza per l'ombra allo stato giovanile

consente di rinviare il taglio delle piante soprastanti secondo le esigenze della struttura e della provvigione. La rinnovazione alternata nell'humus di altre specie facilita le mescolanze, fra le quali quella con il faggio riveste un ruolo ausiliario e quella con l'abete rosso è apprezzata per il valore del legname; la presenza del larice (*Larix decidua* Mill.) o del pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) non dà problemi di copertura, mentre costituisce una forma di assicurazione perché le specie pioniere sono quelle che si possono rinnovare dell'eventualità di disturbi catastrofici. Infine, quando cresce allo stato libero ed è tempestivamente isolato, l'abete bianco si distingue per l'elevato sviluppo in diametro, grazie al quale contribuisce a sostenere l'incremento e la provvigione; la copertura della chioma non è così proibitiva come quella del faggio. I principi generali del taglio saltuario costituiscono un'ottima soluzione per la conservazione dell'abete bianco e per la sua valorizzazione produttiva e paesaggistica; la continuità della rinnovazione e l'avvicendamento delle generazioni devono essere affidati a tagli anche frequenti ancorché sempre parziali. La sede tradizionale del sistema a taglio saltuario sta nelle Alpi centrali e orientali e nell'Europa centrale, dove l'abete bianco è sempre misto all'abete rosso e subordinatamente anche al faggio. Nell'Appennino il trattamento degli abieti-faggeti ha dato sempre problemi per la concorrenza del faggio, fino a sfociare nella soluzione della coltura separata dell'abete relegando il bosco misto solo a stazioni molto accidentate (Bernetti, 1995).

Il legno dell'abete bianco è un legno formato da tracheidi e raggi e manca di canali resiniferi; di colore bianco o leggermente giallo, senza netta distinzione fra durame e albume ma con cerchi annuali ben visibili. È apprezzato per le sue qualità ed elasticità, notevoli in rapporto al peso. Viene usato per compensati se derivato da fusti senza nodi, altrimenti come materiale da cellulosa e da lavoro; come combustibile risulta mediocre, dato il suo scarso potere calorifico.

7.2 L'abete bianco in Piemonte

L'abete bianco è, dopo il larice, la più importante conifera in Piemonte, sia per l'estensione delle abetine, sia per l'interesse selvicolturale di questi popolamenti. Secondo l'ISTAT (1997) in Piemonte esistono circa 8.300 ettari di fustaie di abete bianco pure e diverse centinaia di ettari di boschi misti a partecipazione di abete (figura 7.2). La netta prevalenza di popolamenti puri è dovuta all'azione antropica, che nei boschi originariamente misti ha selezionato di volta in volta la specie localmente più interessante per gli assortimenti legnosi prodotti. Questa scelta ha talvolta favorito l'abete bianco (per esempio in alta Valle Pesio e a Salza di Pinerolo), ma nella maggior parte dei casi questo è stato eliminato a favore di altre specie, in particolare il faggio (Dotta e Motta, 2000). Buona parte dei circa 60.000 ettari di faggete pure piemontesi (IPLA, 1981) è potenzialmente un bosco misto a partecipazione di abete bianco e sono numerosi gli esempi di abbondante rinnovazione di questa specie all'interno delle faggete. La superficie occupata dall'abete bianco si è contratta non solo a causa della sostituzione con altre specie, ma anche per l'eliminazione dei popolamenti forestali allo scopo di creare pascoli. I boschi di abete bianco esistenti nel Biellese (Tiraboschi, 1954) e in Valchiusella (Ballauri del Conte, 1997) rappresentano gli ultimi relitti dei popolamenti di conifere (con presenza anche di larice e abete rosso) che nella zona esterna delle Alpi dovevano caratterizzare il limite superiore del bosco.

Attualmente l'abete bianco è in fase di espansione in quasi tutto il territorio piemontese. Questo fenomeno è più consistente all'interno delle faggete (Valle Gesso, Valle Stura, Val Sessera, Val Grande, Val Sesia), ma si possono osservare casi di rinnovazione sotto la copertura di larice (Bosco delle Navette in Valle Tanaro, alta Valle di Susa, Val Sesia), di abete rosso (valli ossolane) e di pino silvestre (Pampalù e Bosconero in Valle di Susa). Questa espansione è favorita dalla particolare ecologia dell'abete bianco nelle Alpi occidentali, sensibilmente diversa da quella delle Alpi orientali (Mayer, 1979). La colonizzazione delle Alpi da parte dell'abete bianco avvenuta nel post-glaciale ha seguito due vie: nel settore orientale questa specie è arrivata risalendo la penisola balcanica e ha dovuto inserirsi in popolamenti forestali dominati dall'abete rosso (Kral, 1989); a causa di questa competizione l'abete bianco ha selezionato gli ecotipi più sciafili. Al contrario, la colonizzazione delle Alpi occidentali

è avvenuta attraverso l'Appennino; l'abete bianco è quindi entrato in concorrenza con querce e pino silvestre. Ciò ha favorito la conservazione degli ecotipi meno sciafili e permette all'abete bianco non solo di rinnovarsi in faggete e altri boschi di latifoglie, ma anche di invadere pascoli e prati abbandonati localizzati in prossimità di abetine (Valli Gesso, Stura, Maira, Susa, Chiusella). Inoltre, nelle Alpi occidentali, l'abete bianco ha una distribuzione altitudinale più ampia che in quelle orientali, scendendo fino ai castagneti (alta Valle Pesio, Valle Anzasca) e salendo in quota fino al piano subalpino inferiore (2150 m in alta Valle di Susa, 2250 in Valle Stura e in Val Maira), dove non forma quasi mai popolamenti puri ma si mescola con le altre conifere, quali larice, abete rosso e anche pino cembro. In Piemonte sono stati individuati cinque tipi forestali (IPLA, 1997) relativi alle abetine di abete bianco, sintetizzati nella tabella 7.1.

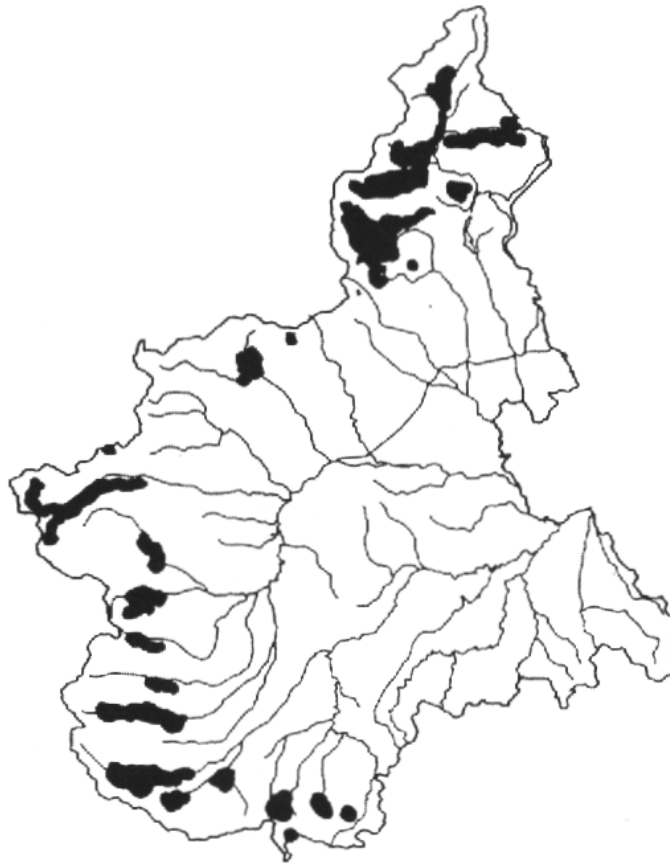


Figura 7.2 – Areale piemontese dell'abete bianco (*Abies alba* Mill.) (da Dotta e Motta, 2000).

Abetina eutrofica	
<i>Descrizione</i>	Abetina, talvolta con presenza di faggio, larice, raramente abete rosso e, localmente, di frassino, acero di monte e acero riccio, con sottobosco prevalente di specie esigenti, propria di suoli ricchi e humus di facile alterazione, delle Alpi Cozie e Marittime (sottotipo mesoigrofilo e variante a latifoglie della Valle Pesio; sottotipo a <i>Melampyrum italicum</i> con specie subalpine della Valle Stura; sottotipo a <i>Sorbus aria</i> della Valle di Susa, di ambiente più asciutto).
<i>Morfologia e suoli</i>	Dolomie, calcari, gneiss, micascisti, calcescisti, quarziti e morene a carattere misto. Suoli mediamente profondi a pH variabile da neutro ad acido. Humus <i>mull</i> o <i>mull-moder</i> .
<i>Struttura e stadio evolutivo</i>	Cenosi stabili, attualmente monospecifiche o con poche specie per selezione antropica. In evoluzione verso l'originario bosco misto.
Abetina mesotrofica	
<i>Descrizione</i>	Abetina, talvolta con presenza di faggio, larice e raramente abete rosso, con sottobosco acidofilo dominante, propria dei suoli mediamente ricchi e con humus meno facilmente alterabili delle Alpi Cozie e Graie (variante con larice).
<i>Morfologia e suoli</i>	Micascisti di vario tipo, gneiss, quarziti, depositi morenici. Suoli non molto profondi a pH acido.
<i>Struttura e stadio evolutivo</i>	Cenosi stabili, attualmente monospecifiche o con poche specie per selezione antropica (in particolare eliminazione del faggio).
Abetina oligotrofica	
<i>Descrizione</i>	Abetina, talvolta con presenza di faggio, larice e raramente abete rosso, con sottobosco acidofilo dominante, propria dei suoli meno ricchi e humus di più difficile alterazione in prevalenza dei Piemonte settentrionale (variante con larice).
<i>Morfologia e suoli</i>	Micascisti, gneiss, graniti, diabasi, raramente calcescisti. Suoli a profondità variabile a pH molto acido.
<i>Struttura e stadio evolutivo</i>	Cenosi stabili, attualmente monospecifiche o con poche specie per selezione antropica (eliminazione di faggio e abete rosso nell'Ossola).
Abetina altimontana a megaforbie	
<i>Descrizione</i>	Abetina mesoigrofila e di suoli ricchi di alta quota, prevalentemente sulle Alpi Marittime, con partecipazione di ontano alpino, alte erbe e rododendro. Presenza di abete rosso in Valle Stura (variante con abete rosso)
<i>Morfologia e suoli</i>	Porfidi, gneiss, quarziti, micascisti. Suoli non molto profondi ed evoluti, acidi.
<i>Struttura e stadio evolutivo</i>	Cenosi d'alta quota, spesso al limite superiore del bosco, copertura rada.
Abetina endalpica a <i>Picea</i>	
<i>Descrizione</i>	Abetina con abete rosso subordinato (alta Val di Susa), con presenza caratterizzante di <i>Ribes alpinum</i> e <i>Ribes petraeum</i> (sottotipo tipico alle quote inferiori e sottotipo a cembro alle quote superiori).
<i>Morfologia e suoli</i>	Calcescisti. Suoli profondi o mediamente profondi, pH acido. Humus <i>moder</i> .
<i>Struttura e stadio evolutivo</i>	Bosco misto stabile con presenza di altre conifere (pino cembro e larice).

Tabella 7.1 – Le abetine nei tipi forestali del Piemonte (IPLA, 1997).

Dotta e Motta (2000) forniscono diverse informazioni sulla storia delle abetine in Piemonte e sulle loro condizioni attuali. All'inizio del XX secolo, nel periodo successivo alla seconda guerra mondiale e fino agli anni Settanta le abetine piemontesi sono state oggetto di forti tagli. Le strutture attualmente osservabili sono la conseguenza di questi interventi; sebbene recentemente vi sia stato un forte declino delle utilizzazioni, i popolamenti maturi o stramaturi sono quindi molto rari. Le età dei popolamenti più maturi sono attualmente comprese tra i 100-120 (alte valli Pesio, Stura e Gesso) e i 140-150 anni (valli Maira, Susa, Anzasca), con singoli individui che eccezionalmente superano i 200 anni e che, nella maggior parte dei casi, rappresentano gli esemplari dominanti risparmiati dal taglio dell'ultima utilizzazione. Nonostante l'età relativamente giovane dei popolamenti forestali, si possono già riscontrare provvigioni anche superiori a 700-800 m³/ha (nelle abetine eutrofiche) che, in assenza di interventi culturali, a causa della limitata longevità della specie nelle aree più fertili possono provocare problemi di stabilità selvicolturale. Le altezze superano anche i 40 metri nelle abetine eutrofiche (Raina, 1988) e in quelle endalpiche a *Picea*, sono comprese tra i 26 e i 32 metri nelle abetine mesotrofiche e in genere inferiori ai 25 metri in quelle oligotrofiche.

Nella maggior parte delle valli piemontesi non è possibile individuare un trattamento tradizionale per l'abete bianco, in quanto le utilizzazioni sono sempre state episodiche e non legate a un sistema selvicolturale organico e programmato. Ciò ha favorito i tagli su vaste superfici, generalmente a raso o con il rilascio di pochi esemplari. In alcune valli piemontesi (Valle Pesio, Val Maira, alta Valle di Susa, alcune aree dell'ossolano) l'intervento tipico per l'abete bianco è il taglio saltuario, anche se sotto questa definizione si possono trovare operazioni molto diverse.

Si tratta dunque di un taglio che può essere considerato quasi a raso, con rilascio delle piante dominate. Questo tipo di intervento, di cui si hanno documentazioni per la Valle Pesio, ma che era probabilmente diffuso anche altrove (Ballauri del Conte, 1997), era giustificato dalla fortissima richiesta degli assortimenti legnosi prodotti: legname da opera, ma, con gli esemplari di piccolo diametro, i cimali e i rami, anche carbone (Botta, 1993). In alta Valle di Susa i piani di assestamento forestale prevedono da diversi decenni l'applicazione di un taglio saltuario. Inizialmente questo prevedeva un diametro di recidibilità (passato nel tempo da 65-70 a 50-55 cm), mentre più recente-

mente si è abbandonato questo concetto per orientarsi verso un'applicazione più culturale del trattamento. Lo stesso si è verificato nelle abetine di Salza di Pinerolo (Giorda, 1988), dove ad un'applicazione rigorosa del diametro di recidibilità è seguita la realizzazione di un taglio di curazione che interessasse tutte le classi diametriche e avente finalità culturali. Negli ultimi anni l'applicazione di questo intervento in alta Valle di Susa è stata resa impossibile dalla presenza di ungulati selvatici, che impedisce l'accrescimento del novellame (Dotta e Motta, 2000).

Le abetine piemontesi sono per lo più monostratificate e monoplane, su superfici da medie a estese, a volte con ampi vuoti. Nel piano montano superiore o nel subalpino inferiore si ritrovano spesso strutture verticali pluristratificate e orizzontali a gruppi. Sono frequenti i tratti interessati da schianti di alberi singoli o di pochi esemplari; più rari (alta Valle di Susa, Valle Antrona) gli schianti aventi superficie di alcuni ettari, in genere provocati da eventi meteorologici di particolare violenza, quali *Viviane* (1990) e *Lothar* (1999).

La finalità prioritaria del trattamento delle abetine piemontesi è quella culturale. Gli interventi devono prestare una particolare attenzione alla struttura (spesso monostratificata o biplana), alla distribuzione dei diametri e alla presenza di novellame. Il principale problema strutturale delle abetine piemontesi è la lacuna nelle classi diametriche intermedie. Non è pensabile ovviarvi con un solo intervento ma è possibile – salvaguardando i soggetti più vitali delle classi intermedie e cercando di favorire gli esemplari di quelle inferiori che possono in breve tempo passare di classe – avviare una tendenza che in seguito potrà essere consolidata.

Dove non esistono fattori limitanti come il sovraccarico di ungulati selvatici, il trattamento selvicolturale più adatto alle abetine eutrofiche è rappresentato dal taglio saltuario per piede d'albero o per piccoli gruppi. Questo intervento è applicato sia a fustaie pure, sia, con maggiore facilità, a fustaie miste con presenza di altre specie. Tra queste ultime la più importante in Piemonte è il faggio, già presente in modo sporadico all'interno delle abetine o, più frequentemente, ai margini laterali e inferiori (quasi esclusivamente nei settori esalpici e mesalpici). Il faggio e le latifoglie attualmente presenti sono spesso di origine agamica, in conseguenza della consuetudine, diffusa in molte valli piemontesi, di destinare a uso civico le latifoglie sottoposte alle abetine

(IPLA, 1997). Un'altra specie che può contribuire alla costituzione di questi boschi è l'abete rosso, limitatamente al settore ossolano, alla Valle di Susa e ad alcune valli cuneesi (Maira, Stura e Gesso). Ai limiti altitudinali inferiori e fino al piano montano intermedio possono contribuire alla composizione specifica di questi popolamenti anche altre latifoglie, soprattutto aceri e, in minor misura, tigli e olmi. Questi boschi presentano incrementi molto alti, ma dopo i 120 anni gli abeti evidenziano un'alta incidenza di marciumi e una ridotta longevità (Lanata, 1989). La struttura prevalente di queste abetine è attualmente quella monostratificata, ma la regolarità strutturale non è mai ampiamente diffusa, in quanto il disordine colturale del passato ha favorito una certa variabilità. I nuclei monostratificati sono infatti estesi su superfici limitate e sfumano in nuclei pluristratificati a gruppi, in popolamenti radi con inserimento di altre specie o in vuoti. La struttura pluristratificata per piede d'albero è invece molto rara.

Nella abetine endalpiche a *Picea* la struttura prevalente è quella disetanea a gruppi o per piede d'albero, quest'ultima sempre rara e di limitata estensione. Si è osservata la presenza di gruppi uniformi anche di notevole ampiezza, mentre tendono a scarseggiare quelli più stabili e di più limitata superficie. Operando tagli colturali a scelta per gruppi si ottiene una maggiore complessità strutturale, favorendo il novellame presente e una curva di distribuzione dei diametri. In questi boschi si osserva di frequente la rinnovazione incrociata tra abete bianco e abete rosso: i nuclei di novellame del primo si dispongono sotto la copertura delle chiome del secondo e viceversa. Questo fenomeno permette il mantenimento della mescolanza e agevola la rinnovazione naturale (Dotta e Motta, 2000). Per l'equilibrio che deve esistere tra abete rosso e bianco, rispetto alle abetine eutrofiche occorre prestare particolare attenzione alla tessitura del popolamento e in genere al mantenimento del grado di mescolanza. Alle quote più elevate la presenza del pino cembro aumenta la diversità e arricchisce la struttura dei popolamenti, che sono interessati da limitati interventi di utilizzazione, mentre vedono attuarsi numerosi trattamenti di cura colturale volti a incrementare sia l'aumento di copertura del pino cembro, sia una maggiore stabilità selvicolturale dei gruppi di novellame esistenti, siano di cembro, di larice o di abete bianco e rosso, come avviene in genere per gli interventi nel piano subalpino.

Le abetine altimontane hanno una diffusione sporadica soprattutto nei settori mesalpici, di transizione tra quelli più interni e continentali e quelli esalpici; esse

costituiscono gli ultimi lembi di una fascia di conifere che è stata quasi completamente eliminata al fine di creare pascoli. L'abete bianco è la specie più diffusa, ma quasi sempre si accompagna anche all'abete rosso e al larice. L'influenza del pascolo è ancora oggi evidente ed è il fattore che più di ogni altro ha condizionato la struttura attuale di questi boschi. A causa della diminuzione o della cessazione del pascolo, in questi popolamenti è attualmente presente un forte dinamismo con rinnovazione di abete bianco, di altre conifere e di latifoglie. Gli interventi selvicolturali, dove necessari, sono mirati ad assecondare questo processo.

In generale la rinnovazione di abete bianco nelle abetine piemontesi è abbondante e non costituisce un problema culturale; si insedia in modo uniforme nel piano montano intermedio e inferiore mentre assume una distribuzione aggregata a gruppi nel piano montano superiore e, in modo ancora più accentuato, nel piano subalpino inferiore. La situazione generalmente favorevole è però condizionata da alcuni fattori che, localmente, possono costituire un ostacolo o un impedimento all'insediamento e all'accrescimento dei semenzali: la presenza di elevate densità di ungulati selvatici e la concorrenza di specie erbacee, arbustive e di latifoglie pioniere. In caso di rinnovazione di abete bianco al di sotto di una copertura di larice o di altre conifere, è evidente la necessità di favorire la successione naturale di popolamenti pionieri o insediati dall'uomo con popolamenti più stabili.

7.3 L'abete bianco in provincia di Cuneo: il caso della Valle Pesio

Nel Piemonte sud-occidentale, come nel resto della catena alpina, l'attuale paesaggio forestale è il risultato dell'azione dei diversi fattori ecologici, ma, soprattutto, dell'opera dell'uomo che ha profondamente modificato il paesaggio naturale. I boschi originari sono stati sostituiti (ad esempio i querceti con i castagneti) o semplificati per facilitarne la gestione (ad esempio i boschi misti di abete bianco e faggio che sono stati trasformati in faggete pure o abetine pure). In generale, lo sfruttamento del patrimonio forestale è stato continuo ed intenso, ma purtroppo non è stato attuato secondo una gestione selvicolturale unitaria su ampie superfici e con obiettivi di medio-lungo periodo (Motta et al., 2003).

La maggior parte delle abetine in provincia di Cuneo (figura 7.3) sono eutrofiche (IPLA, 1997); esse si sviluppano su esposizioni prevalentemente settentrionali e sono distribuite a quote variabili tra 1000 e 1600-1800 metri. Appartengono a questo tipo forestale le principali foreste di abete delle valli piemontesi centro-meridionali, con popolamenti estesi ed accorpati, di proprietà pubblica, tra i pochi ad essere stati dotati di piani di assestamento forestale (Chiusa Pesio, Sambuco e Pietraporzio, Prazzo, Stroppo, nuclei isolati nel Monregalese), in parte situati all'interno di aree protette regionali (Parco regionale Alta Valle Pesio e Tanaro, Parco regionale delle Alpi Marittime): tutti elementi che sottolineano la rilevante importanza produttiva (soprattutto nel passato) e naturalistica (riconosciuta più recentemente) di tali formazioni. La fertilità stazionale è buona o media, con punte massime in Valle Pesio e secondariamente in Valle Maria. Nonostante gli intensi tagli pregressi che hanno ridotto la statura e la biomassa dei boschi con il prelievo sistematico dei soggetti anche al di sotto dei diametri di recidibilità prefissati, le provvigioni attuali oscillano da poco meno di 200 a oltre 300 m³/ha, ripartiti tra 250 e 400 soggetti con diametro maggiore di 17,5 cm, con stature massime attorno ai 40 metri (Stroppo), classi di età prevalenti variabili tra 60 e 120 anni. In valle Varaita (zona di Sampeyre), su suoli acidi non molto profondi e ricchi in scheletro e in un clima di transizione tra il distretto mesalpico e il continentale, si sviluppa l'abetina mesotrofica.

L'abetina altimontana a megaforbie si può ritrovare nelle Alpi Marittime, nelle valli Gesso, Pesio, Casotto e Stura (qui nella variante a *Picea*) su medi e alti versanti settentrionali e a quote comprese tra 1700 e 1950 metri (con rare presenze verso i 1500 metri), spesso sino al limite superiore della vegetazione arborea. Il clima è di transizione tra quello del distretto mesalpico e continentale, con precipitazioni abbastanza elevate (medie annue di 1200-1400 mm) e nevicate abbondanti e persistenti. Queste cenosi di alta quota, frammentate e poco rappresentate, hanno copertura rada e spesso discontinua per condizionamenti stagionali ed antropici, talora con grossi soggetti anche policormici, isolati tra arbusti e alte erbe. Sono spesso a contatto con rodoreto-vaccinieti privi di copertura arborea, un tempo percorsi dal bestiame e con infiltrazioni di larice. In caso di utilizzazioni, l'abetina in tali stazioni regredisce facilmente alle fasi arbustive o ad alte erbe per la difficoltà di rinnovarsi in concorrenza con queste.

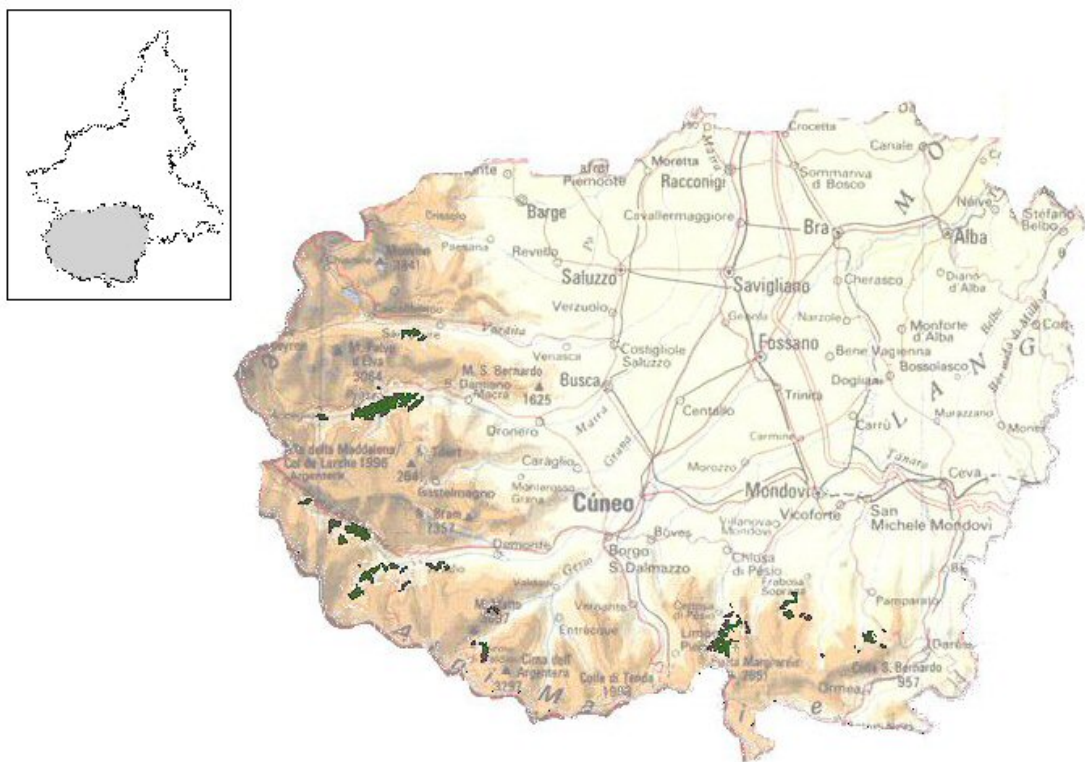


Figura 7.3 – Abetine in provincia di Cuneo. Elaborazione sulla base dei tipi forestali individuati nell'ambito dei rilievi per la redazione dei Piani forestali territoriali della Regione Piemonte (IPLA, dati non pubblicati).

Nell'ambito della provincia di Cuneo, in cui la distribuzione dell'abete bianco segue le linee generali precedentemente delineate, un caso particolarmente significativo è rappresentato dall'Alta Valle Pesio. Le abetine sono il popolamento principale della Valle Pesio con un'estensione di oltre 680 ettari, di cui la maggior parte (600 ha) ascrivibili all'abetina eutrofica con variante a latifoglie e la parte restante all'abetina a megafornie con abete rosso. Il nucleo del Parco Regionale è formato da questo tipo di popolamenti: le abetine del Prel e de Buscaiè furono la prima area ad essere protetta nel 1978, e oggi ospitano una Riserva Naturale Orientata oltre ad essere iscritte nel Libro Nazionale dei Boschi da Seme (Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste, 1960).

La distribuzione attuale dell'abetina, la cui produttività non ha analogie nelle valli contigue delle Alpi Marittime e Liguri, risente tuttavia della selezione effettuata in passato ad opera dell'uomo, che per motivi gestionali ha portato tale popolamento ad una semplificazione strutturale e della composizione specifica.

L'impatto antropico sui popolamenti forestali dell'Alta Valle Pesio e sull'Alta Valle Tanaro ha origine molto antica, dal momento che i primi insediamenti stabili in queste zone risalgono all'Età del bronzo. I rilievi archeologici mostrano come le utilizzazioni forestali fossero destinate all'ottenimento di materiale da costruzione per lo sfruttamento minerario superficiale e la carbonificazione. Da questo periodo storico in poi la presenza umana fu continua: le tribù liguri furono sottomesse dai Romani che nel 14 d.C. fondarono un insediamento stabile presso l'attuale Chiusa Pesio. Il Colle del Prel alla testata di valle era già a quei tempi luogo di scambi commerciali e di passaggio. L'utilizzazione forestale nelle valli continuò ad aumentare anche a causa dell'incremento demografico, dovuto alla migrazione in queste aree di popolazioni provenienti dalla pianura e dalla costa, fenomeno che si manifestò fino al XIV secolo (Botta, 1993).

La storia forestale della Valle Pesio trova forse il suo momento più importante intorno al 1173, con l'insediamento nella valle dei monaci certosini. Questi, grazie alla donazione a loro favore di tutte le terre poste tra San Bartolomeo e la testata di valle da parte dei Signori di Morozzo, poterono edificare la certosa e gestire unitariamente le attività agricole e forestali del territorio. Fu proprio tale gestione unitaria del territorio a dare alla valle un aspetto molto diverso rispetto alle valli vicine, caratterizzate dalla

polverizzazione della proprietà che favorì la distruzione dei boschi ad alto fusto per sostituirli con cedui intensamente sfruttati. I certosini, oltre a regolamentare la gestione del patrimonio agro-silvo-pastorale, promossero la vivaistica e l'arboricoltura da legno, che favorì, fra le diverse specie già presenti, soprattutto l'abete bianco. Per molti secoli il modello colturale perseguito dai Certosini in valle Pesio fu relativamente semplice: alle quote più basse era coltivato il castagno per la produzione di frutti, alle quote intermedie era favorito il faggio per la produzione di legna da ardere ed alle quote superiori e nei settori più interni della valle si coltivava l'abete bianco per la produzione di legname da opera.

Malgrado la gestione oculata del patrimonio forestale operata dai Certosini prima (sino al decreto napoleonico del 1802, con il quale furono aboliti gli ordini religiosi) e dell'Opera Pia Parroci della diocesi di Mondovì (CN) poi, si rischiò in meno di un secolo di veder compromessa la presenza di alcune specie legnose, soprattutto il faggio, a causa di utilizzazioni troppo pesanti. Anche se i tagli erano regolamentati sia nell'abetina che nella faggeta, con l'insediamento a Chiusa Pesio della Regia Fabbrica di Vetri e Cristalli (1760-1854) i monaci cominciarono ad appaltare ad operatori locali lotti sempre più grandi di faggeta allo scopo di alimentare la suddetta industria. Se per le abetine si trattava di un taglio definito "a salto", per cui venivano tagliate solo "le piante che si riconoscono atte a far lavori" (Motta, 1993), per il faggio (già prima della presenza della Regia Vetreria) il taglio era a raso con turni di circa 80 anni (con variazioni in più o in meno di 20 anni a seconda della fertilità stazionale). In questo modo la possibilità di proseguire tale turnazione venne ben presto meno ed in alcune aree si giunse al completo disboscamento. Inoltre, in quell'epoca di penuria di legname in altre zone del Piemonte, la Valle Pesio rappresentava un serbatoio di materiale utilizzato come combustibile da opifici dislocati sia nel Cuneese che nel Monregalese, come riscaldamento nelle pianure e nelle valli vicine e come materiale da trasformare in carbone per l'approvvigionamento del clero della pianura. A quest'ultimo scopo venivano utilizzati soprattutto i faggi scartati da altre lavorazioni a causa della loro scarsa qualità tecnologica o eliminati per motivi sanitari. Al contrario, l'espansione dell'abete bianco è stata così forte in questa zona anche perché questa essenza non era idonea né alla carbonificazione né tantomeno all'attività della Regia Vetreria, ma veniva invece trattata attraverso tagli che miravano esclusivamente all'utilizzazione degli esemplari idonei a determinati lavori di artigianato, falegnameria ed edilizia. Inoltre,

con la fine dell'attività della vetreria si interruppe anche l'utilizzo della tecnica della fluitazione per il trasporto a valle del legname, e quindi cessarono anche di operare quei sistemi che agevolavano una più intensa utilizzazione.

Negli ultimi due secoli la gestione del patrimonio agro-silvo-pastorale continuò unitariamente sotto l'Opera Pia Parroci di Mondovì. Gli abbattimenti più importanti, oltre cinquantacinque lotti (Botta, 1993) di cui però non si conosce l'esatta entità, avvennero fra il 1912 e il 1916. Altri importanti utilizzazioni si ebbero alla fine dell'ultima guerra mondiale e alla metà degli anni Settanta (1976), con lotti di dimensioni variabili ma che nell'abetina raggiungevano i 25-30 ettari.

Dal 1978 l'Alta Valle Pesio, sempre di proprietà dell'Opera Pia Parroci di Mondovì, è stata affidata alla Regione Piemonte, e il compito di tutela naturalistica e paesaggistica di quest'area è stato affidato all'Ente di Gestione del Parco Naturale dell'Alta Valle Pesio e Tanaro (Legge Regionale 28 dicembre 1978 n. 84: "Istituzione del Parco Naturale dell'Alta Valle Pesio"). L'Ente gestisce direttamente le utilizzazioni nei settori di proprietà del Comune di Chiusa Pesio e con la messa in opera delle indicazioni contenute nel Piano di Assestamento (IPLA, 1999) sovrintende agli interventi selvicolturali effettuati su tutta la superficie boscata del Parco. Il primo nucleo ad essere protetto nel 1978 era rappresentato principalmente dall'abetina eutrofica, il tipo forestale dominante nell'area protetta. La distribuzione attuale dell'abetina risente molto della selezione effettuata in passato dall'uomo, che per motivi gestionali ha portato ad una semplificazione della struttura e della composizione specifica, con la costituzione di abetine pure nell'alta valle, faggete e castagneti a ceduo alle quote inferiori. Il libero sviluppo dell'abetina mista risale infatti solo all'ultimo ventennio, dopo un passato caratterizzato da forti e frequenti prelievi basati su un taglio a scelta commerciale per gruppi, con un diametro di recidibilità molto basso, anche di soli 15 cm (Motta, 1993). Concentrati negli impluvi e in stazioni altimontane particolarmente fresche si possono trovare piccoli nuclei di abetina a megaforbie, che in condizioni più continentali e alle quote superiori si presenta nella variante a *Picea*.

Dopo l'istituzione del Parco il primo provvedimento della gestione forestale fu costituito dalla sospensione delle utilizzazioni in questi popolamenti intensamente sfruttati. In seguito a questa protezione, nel primo ventennio dopo l'istituzione del Parco

(1978-1997) la provvigione media delle abetine è passata da circa 170 m³/ha ad oltre 350 m³/ha. (Motta et al., 2001). Dopo questa prima fase di recupero ed accumulo di biomassa si è ritenuto indispensabile valutare la necessità di effettuare interventi selvicolturali, tenendo conto del fatto che le foreste attualmente presenti non sono naturali ma hanno subito una forte influenza antropica e sono dotate di una bassa stabilità. I primi due decenni dall'istituzione del Parco, caratterizzati dal blocco completo delle utilizzazioni, sono serviti a ricostituire il patrimonio forestale sotto l'aspetto quantitativo. Oggi che questo primo obiettivo è stato raggiunto in gran parte dell'area, il nuovo Piano d'Assestamento (IPLA, 1999) prevede il miglioramento del patrimonio forestale anche sotto l'aspetto qualitativo, riprendendo una gestione selvicolturale attiva.

8. Materiali e metodi

I dati utilizzati per la presente ricerca provengono dai dati di un inventario forestale, realizzato nell'ambito della redazione dei Piani forestali territoriali della Regione Piemonte (Licini e Terzuolo, 2001). In questa regione, la Legge Regionale n. 57 del 4 settembre 1979 (“Norme relative alla gestione del patrimonio forestale”) aveva già precisato il ruolo strategico della pianificazione forestale, individuando i Piani di assestamento forestale quali strumenti idonei alla gestione del patrimonio silvo-pastorale. Tali documenti pianificatori, redatti nel corso degli anni su una quota minoritaria dei boschi, hanno presto mostrato una crescente inadeguatezza nei confronti del mutato contesto socio-economico, caratterizzato dal progressivo abbandono delle aree agricole marginali e dalla conseguente espansione del bosco che – a fianco dell'interesse economico per la produzione legnosa – è andato sempre più sollevando attenzione per le insostituibili funzioni sociali da esso svolte.

Il nuovo indirizzo della politica forestale regionale si pone come obiettivo la gestione razionale e polifunzionale di tutti i boschi, pubblici e privati, sottoposti o meno a vincolo idrogeologico. Da tale obiettivo deriva la necessità di conoscere le risorse forestali, ponendole in relazione con le condizioni ambientali e socio-economiche del territorio ed individuando gli strumenti di programmazione e gestione più idonei a massimizzare e rendere tra loro compatibili le funzioni che ai boschi sono richieste. Tali indirizzi e strumenti sono stati collocati in un nuovo impianto normativo attualmente in corso di approvazione (Disegno di legge regionale n. 7291: “Testo unico delle leggi in materia forestale”), che articola la pianificazione forestale regionale secondo tre livelli (art. 14):

1. Quadro unitario di indirizzo forestale (*QUIF*), redatto a livello regionale: è un documento programmatico pluriennale che individua gli obiettivi settoriali da perseguire nell'arco di validità della programmazione, gli interventi e le risorse necessari per raggiungerli;
2. Piano per la valorizzazione polifunzionale del patrimonio forestale e pastorale, denominato Piano forestale territoriale (*PFT*), redatto per un ambito

sovracomunale nel rispetto dei principi stabiliti dalla legge e delle indicazioni contenute nel *QUIF*;

3. Piano forestale aziendale (*PFA*), redatto nel rispetto delle destinazioni, obiettivi e prescrizioni contenute nel *PFT*. Definisce gli interventi da eseguire a livello di singole proprietà pubbliche o private e costituisce lo strumento di dettaglio della pianificazione.

L'ambito territoriale di pianificazione sovracomunale dei Piani forestali territoriali è rappresentato dall'Area forestale. Le Aree forestali, unità organiche dal punto di vista forestale ed amministrativo, sono la base territoriale su cui è impostata la pianificazione operativa, estesa all'intera superficie forestale della Regione, a prescindere dai soggetti proprietari e dalle fasce altimetriche. Tra le 47 Aree forestali in cui il Piemonte è stato suddiviso (figura 8.1), 33 comprendono Comuni prevalentemente montani e i relativi confini si identificano nella maggior parte dei casi con quelli di una o più Comunità montane; i Comuni di pianura e di collina sono stati raggruppati in 14 Aree forestali, su base subprovinciale. Secondo il citato disegno di legge, il *PFT* rappresenta la base informativa qualitativa e quantitativa del patrimonio silvo-pastorale, costituisce il supporto per la gestione dettagliata nell'ambito della pianificazione aziendale, assume valore prescrittivo per la gestione delle aree silvo-pastorali pubbliche e private (art. 18). Il periodo di validità dei piani è di 15 anni; il relativo allungamento della durata rispetto alla maggior parte dei piani d'assestamento precedenti deriva dalla constatazione che spesso occorrono alcuni anni per avviare la gestione concreta di zone eterogenee mai sottoposte a pianificazione e soggette a dinamismi di lungo periodo. Nel corso dei rilievi per il *PFT* e della successiva elaborazione si devono in ogni caso individuare i complessi forestali di particolare estensione e valenza ambientale o economica, con potenzialità o necessità di continuità produttiva o gestionale a breve termine. Su questi complessi si può rendere necessario un approfondimento dettagliato della pianificazione per definire le linee di tutela e valorizzazione o per valutare i prelievi di legname commerciale, ovvero per indicare la necessità di redigere specifici progetti settoriali. Gli approfondimenti locali possono costituire parte integrante dei *PFT*, oppure essere veri e propri Piani forestali aziendali redatti successivamente. Questi ultimi possono prevedere ulteriori rilievi cartografici e inventariali, anche a titolo di confronto con i dati di precedenti piani (Licini e Terzuolo, 2001).

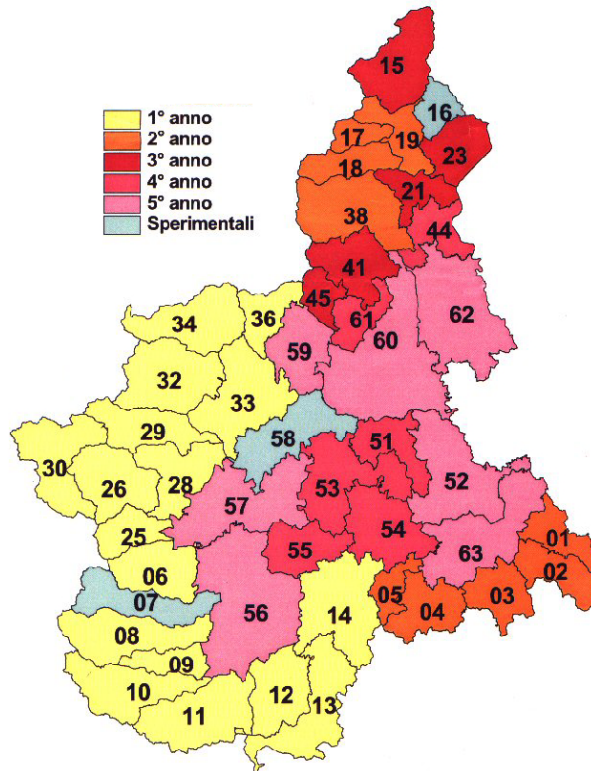


Figura 8.1 – Aree forestali della Regione Piemonte e relativa numerazione. Sono indicate le fasi di redazione del progetto, iniziato in tre aree sperimentali nel 1997 e di cui si prevede la conclusione nel 2006 (da Licini e Terzuolo, 2001).

La realizzazione del progetto sta avvenendo sotto l'egida dell'Assessorato Economia Montana e Foreste della Regione Piemonte, con il coinvolgimento degli enti locali (Comunità montane e Comuni interessati), e operativamente si attua tramite l'Istituto per le Piante da Legno e l'Ambiente (IPLA S.p.A.), società partecipata con funzione di ente strumentale regionale, che ne ha sperimentato la metodologia (IPLA, 1998). L'onere della pianificazione è a carico dell'Ente regionale, che sta portando a completamento tale opera grazie ai finanziamenti derivanti dal progetto INTERREG II Italia-Francia (Decisione CE della Commissione n. 2580 del 27 settembre 1996) per le Aree montane delle province di Cuneo e Torino, dall'obiettivo 5b del Regolamento CE del Consiglio n. 2081 del 20 luglio 1993 (vedi anche deliberazione della Giunta Regionale n. 185-518 del 1 agosto 1995, recante le norme di attuazione) per le Aree montane delle province di Alessandria, Asti, Vercelli e in parte Verbania, e dal Piano di Sviluppo Rurale 2000-2006 (Decreto della Giunta Regionale n. 118-704 del 31 Luglio 2000) per le restanti zone montane, collinari e di pianura (Licini e Terzuolo, 2001).

L'ambito territoriale dei *PFT* ha un'estensione variabile da 20.000 a 60.000 ettari, dei quali da 10.000 a 30.000 boscati; l'estensione media di un'Area forestale montana è di 50.000 ha di superficie territoriale, dei quali circa 18.000 ha boscati, secondo la Carta forestale del Piemonte (IPLA, 1981). La compartimentazione è basata su limiti morfologici di agevole individuazione sul campo e tiene conto in modo prioritario degli aspetti amministrativi, individuando settori di gestione dalla superficie territoriale media di 200-300 ha; i limiti di proprietà pubblica e privata possono individuare diversi settori o sottosectori. Oltre alle indagini sui boschi e sulle praterie nel territorio di ciascuna Area forestale, i piani contengono approfondimenti relativi alla viabilità silvo-pastorale e ai fenomeni dissestivi, inquadrati mediante una classificazione del territorio in unità di terre, con la formulazione di proposte di intervento. I piani possono comprendere inoltre un'analisi della consistenza delle proprietà forestali e pascolive dei diversi enti pubblici e delle principali proprietà private; un'analisi dei vincoli territoriali e ambientali esistenti; una mappatura preliminare dei modelli di combustibile, che consente valutazioni utili alla pianificazione della gestione forestale e della protezione dagli incendi. Tutte queste informazioni vengono inserite in un sistema informativo geografico e integrate nel sistema informativo forestale (*SIFOR*) presso l'Ente regionale (Licini e Terzuolo, 2001).

La base informativa del patrimonio forestale è costituita dall'inventario forestale con protocollo standardizzato, comprendente informazioni di inquadramento stazionale, vegetazionale, dendrometrico, fitosanitario e strutturale. Vengono approfondite, anche tramite cartografia, le conoscenze stazionali e quelle delle cenosi vegetali, individuate secondo le tipologie vegetazionali forestali del Piemonte (IPLA, 1997), che costituiscono gli elementi della Carta forestale ed il fondamento della valutazione delle potenzialità e quindi delle scelte gestionali di destinazioni, interventi e relative priorità. Completato il quadro di analisi del patrimonio forestale mediante l'inventario e la cartografia, si passa all'interpretazione dei risultati e alla formulazione delle proposte operative. Le prescrizioni d'intervento del *PFT* vengono delineate a livello di tipo forestale, con specificazioni per settore secondo le destinazioni e le proprietà; il *PFT* fornisce anche un quadro di normative generali, ad integrazione locale delle Prescrizioni di massima e di Polizia forestale (CCIAA, 1966).

La metodologia di rilevamento dei dati messa a punto per la redazione del Piano forestale territoriale è basata su un'indagine statistica per punti di campionamento distribuiti sistematicamente secondo il reticolo di coordinate UTM, determinati con preventiva fotointerpretazione e successiva elaborazione automatica dei dati (IPLA, 2002a). Le aree di saggio sono permanenti se coincidenti con le aree dell'Inventario Forestale Nazionale (MAF/ISAFNA, 1988), o più frequentemente temporanee; queste ultime hanno una densità stabilita in base alla precisione richiesta nell'ambito territoriale stabilito. Per l'inventario delle Aree forestali è stata adottata generalmente una densità base di un'area di saggio ogni 25 ettari per i soprassuoli a destinazione produttiva o produttiva-protettiva e un'area di saggio ogni 50 (eccezionalmente 100) ettari per quelli ad altre destinazioni con gestione più estensiva. Con densità di campionamento maggiori (fino a un'area di saggio ogni 5 ettari) sono stati rilevati da 2 a 5 punti di un grappolo costituito da 5 punti di campionamento, di cui uno centrale alle intersezioni del reticolo di base (1/25) e 4 orientati secondo le coordinate UTM, distanti dal centro 100 metri (si assume che la distanza sia tale da non inficiare la significatività del campionamento pur non essendo i punti uniformemente distribuiti).

Ai fini del campionamento una determinata superficie arborata e/o arbustata, per essere considerata di natura forestale, deve possedere precise caratteristiche in relazione ai parametri di estensione, indice e tipo di copertura (IPLA, 2002b):

- Estensione: almeno pari a 2000 m²; nel caso che la superficie sia sviluppata secondo una direzione prevalente (fasce arborate), deve essere larga almeno 20 metri. Superfici forestali di diverso tipo possono concorrere, se confinanti, a superare i limiti minimi di estensione e/o di larghezza della superficie forestale che deriva dal loro accorpamento;
- Indice di copertura: una superficie arborea e/o arbustiva è considerata forestale se l'indice di copertura è uguale o superiore al 20%; i rilievi inventariali sono realizzati su tutte le superfici in cui la copertura delle specie arboree è pari o superiore al 20%. I tipi di soprassuolo che possono costituire una superficie forestale sono boschi, sia governati a ceduo che a fustaia, di origine naturale od artificiale, in qualsiasi stadio di sviluppo; superfici a bosco attualmente, ma temporaneamente, prive del soprassuolo, o in cui eventuali individui rilasciati o

superstiti determinano una copertura inferiore al 20%, a causa di utilizzazione o evento accidentale; popolamenti a produzione forestale prevalentemente non legnosa, formazioni forestali riparie o arbustive.

La forma delle aree è circolare, con raggio variabile in funzione della densità del soprassuolo. Il raggio può variare fra 8 e 15 metri, con il criterio di includere nel rilievo almeno da 12 a 18 alberi con diametro superiore ai 17,5 cm; i valori estremi sono adottati solo eccezionalmente. Sono fatti salvi casi particolari di cedui o fustaie allo stato giovanile in cui non ci sono soggetti che superino tale diametro, popolamenti molto radi con grossi alberi, in cui non si raggiunge il numero minimo di fusti inclusi, popolamenti in cui non vi sono piante da cavallettare (piccoli diametri, popolamenti appena utilizzati) per i quali si registra un raggio convenzionale di 10 metri. Le variabili rilevate in ciascuna area di saggio sono codificate su una scheda prestampata (allegato 1). I dati, dopo la fase di correzione e certificazione, sono inseriti in una banca dati per la loro elaborazione ed integrazione su base regionale. A livello di Area forestale, l'errore statistico non deve superare il 6%. Il numero, il tipo di variabili e le occorrenze da rilevare all'interno delle aree di saggio sono riportate nel protocollo di inventario (tabella 8.1).

All'interno del perimetro circolare dell'area di saggio tutti gli alberi con diametro superiore alla soglia di cavallettamento (7,5 cm) sono assegnati alla specie, o gruppo di specie predeterminato, di appartenenza, secondo classi di un centimetro a partire da 8 cm fino a 150 cm, soglia massima cui assegnare anche alberi maggiori. La misurazione del diametro è stata eseguita in base alle consuetudini del rilievo dendrometrico: a petto d'uomo (a 1,30 m dal suolo), sempre perpendicolarmente all'asse del fusto, mantenendo il calibro forestale perfettamente aderente al tronco (evitando le escrescenze o i rigonfiamenti dovuti ad esempio a calli cicatriziali, ed asportando altri eventuali elementi di ostacolo ad una corretta misurazione della porzione di tronco interessata quali rami epicormici, fusti rampicanti ecc.) e con l'asta graduata rivolta verso il centro dell'area; in pendio il rilevatore svolge le suddette operazioni posizionandosi a monte della pianta.

Si sono inoltre misurate le caratteristiche di 4 piante presenti all'interno dell'area di saggio: un albero campione principale, uno dominante e due campioni secondari.

Come albero campione principale si è considerato l'albero più vicino al centro dell'area di saggio, purché al di sopra della soglia di cavallettamento ed escludendo soggetti tarati per qualsiasi evento, ovvero specie accidentali non caratteristiche del popolamento in esame. Per ciascun esemplare si sono rilevati la specie, il diametro, l'altezza totale, l'età e l'incremento radiale degli ultimi 10 anni; questi ultimi parametri sono valutati con carotaggio del fusto a 1.30 m tramite trivella di Pressler, senza sommare all'età rilevata gli anni stimati per raggiungere tale altezza.

L'albero dominante è rappresentato, all'interno di ciascuna area di saggio, dal soggetto di maggiore diametro, escludendo comunque eventuali soggetti tarati per cause varie o di specie accidentalmente presenti. L'albero dominante non può essere uguale a quello campione principale; nel caso in cui essi corrispondano si deve scegliere per dominante quello di diametro maggiore ad esclusione dell'albero campione principale. Per ciascun esemplare si sono rilevati la specie, la qualità, il diametro, l'altezza, dati utili alla valutazione della fertilità stazionale.

L'elemento caratterizzante l'approccio conoscitivo per la pianificazione forestale regionale è costituito dalla definizione delle tipologie vegetazionali forestali, basata sull'analisi delle caratteristiche ecologico-fitosociologiche e sulla situazione evolutivo-culturale delle cenosi reali. IPLA (1997) definisce tale tipologia come un sistema di classificazione dei boschi i quali vengono fatti ricadere in unità distinte su base floristica, ecologica, dinamica e selvicolturale ai fini pratici della pianificazione degli interventi forestali o, in senso più ampio, del territorio (tabella 8.2). A livello inventariale e di cartografia tematica le superfici forestali preliminarmente classificate sono ulteriormente suddivise in categorie e tipi forestali, sia ai fini descrittivi, sia ai fini gestionali, e come tali indicate in legenda; nella cartografia le categorie sono distinte da colori diversi, i tipi ed i relativi sottotipi o varianti da sigle codificate. Le superfici attualmente non forestali e le superfici non forestali in modo permanente sono cartografate nella carta d'uso del suolo.

Dati di inquadramento territoriale	
<i>Codice Area forestale</i>	
<i>Codice comunità montana</i>	
<i>Codice ISTAT comune</i>	
<i>Settore di compartimentazione</i>	
<i>Tipo di proprietà</i>	
Dati di inquadramento stazionale	
<i>Numero area di saggio</i>	
<i>Data di rilevamento</i>	
<i>Coordinate UTM (est e nord)</i>	
<i>Quota ed esposizione</i>	
<i>Tipo di area di saggio</i>	Temporanea, permanente o satellite.
<i>Densità di campionamento</i>	Numero di ettari rappresentati da ciascuna area di saggio, secondo quanto predeterminato statisticamente.
<i>Inclinazione e raggio dell'area</i>	
<i>Categoria e tipo forestale</i>	
<i>Assetto strutturale</i>	Definisce la forma di governo dei boschi, ovvero le caratteristiche delle cenosi spontanee in evoluzione naturale non gestite.
<i>Stadio di sviluppo</i>	Per le fustaie: novelleto, spessina (forteto), perticaia, fustaia giovane e adulta, fustaia senescente, fustaia disetanea (anche a gruppi). Per i cedui semplici, matricinati o composti: ceduo giovane, ceduo adulto/maturo, ceduo invecchiato o in conversione spontanea o guidata (non a regime). Comprende popolamenti irregolari o collassati.
<i>Copertura delle chiome</i>	Per copertura (reale) si intende la somma delle aree determinate dalla proiezione al suolo dell'ingombro massimo delle chiome degli alberi (affrancati e polloni) in una certa superficie forestale. Il grado di copertura è espresso in percentuale.
<i>Attitudine naturale produttiva</i>	
<i>Destinazioni funzionali prevalenti</i>	
<i>Indirizzi d'intervento selvicolturale</i>	
<i>Priorità d'intervento</i>	
<i>Accessibilità</i>	Minima distanza planimetrica, distanza di esbosco fuori pista o strada, distanza di esbosco su pista o strada, sistema di esbosco.
<i>Cavallettamento</i>	Rilievo specie, qualità (pollone o da seme/affrancato) e diametro.
Rilievo altre componenti	
<i>Numero ceppaie</i>	
<i>Numero piante morte</i>	
<i>Rinnovazione</i>	Decine di novellame d'avvenire di specie forestali arboree, comprendendo nella categoria i soggetti d'avvenire al di sotto della soglia di cavallettamento (7,5 cm).
<i>Danno prevalente</i>	
<i>Intensità del danno</i>	Eventuali danni al soprassuolo forestale, anche al di sotto della soglia di cavallettamento, tali da interferire o pregiudicarne lo sviluppo e le funzioni, compatibilmente con le caratteristiche ed i fattori stazionali limitanti.
<i>Pascolamento</i>	
<i>Defogliazione ed ingiallimento</i>	
<i>Dati sui combustibili vegetali</i>	
Rilievo alberi campione e dominante	

Tabella 8.1 – Caratteristiche delle variabili riportate nell'inventario forestale (da IPLA, 2002a).

<i>Unità</i>	<i>Descrizione</i>
Categoria	Unità puramente fisionomica, in genere definita sulla base della dominanza delle specie arboree e corrispondente alle unità vegetazionali comprensive normalmente utilizzate in selvicoltura (castagneti, faggete, lariceti, boschi pionieri, arbusteti...). La categoria è utile per operare una prima discriminazione e raggruppamento dei tipi. Nella cartografia forestale i colori corrispondono alle categorie.
Tipo	Unità fondamentale della classificazione, omogenea sotto l'aspetto floristico e selvicolturale-gestionale; contiene nella sua denominazione qualche caratteristica ecologica e di localizzazione, talvolta anche floristica, particolarmente importanti per la sua distinzione. Nella cartografia i tipi all'interno di ciascuna categoria sono individuati da un codice letterale-numerico, che classifica anche eventuali sottotipi e varianti.
Sottotipo	Unità distinte nell'ambito dei tipi sulla base di variazioni ecologiche dovute a differenziazioni del substrato (acidofilo o calcifilo), di variazioni floristiche, di possibilità evolutive (primario o secondario), di stazione (montano, subalpino, ripario, d'impluvio...); talvolta le differenze stazionali possono riflettersi sulle scelte delle tecniche selvicolturali (ad esempio in relazione alle diverse possibilità di rinnovazione).
Variante	Unità caratterizzata nell'ambito di un Tipo da una composizione differente dello strato arboreo, senza che il sottobosco e le caratteristiche ecologiche risultino diversificate in modo significativo.

Tabella 8.2 – Unità tipologiche e loro articolazione gerarchica (da IPLA, 1997).

La presente ricerca ha come obiettivo principale la valutazione dello *Stand density index* massimo dei popolamenti di abete bianco (*Abies alba* Mill.) in provincia di Cuneo. L'ambito territoriale sul quale la provincia si estende garantisce un campione potenzialmente ampio e variabile, caratteristiche indispensabili per l'indagine di un parametro strutturale di sintesi che non deve subire distorsioni o condizionamenti legati a realtà territoriali ristrette. La scelta dell'abete bianco come specie su cui sperimentare il calcolo dello *Stand density index* è giustificata non solo dalla particolare storia dei suoi popolamenti nel territorio considerato, ma anche dal fatto che nel Piemonte meridionale le abetine costituiscono un insieme relativamente omogeneo e concentrato rispetto all'intero contesto regionale. Le abetine del Cuneese costituiscono uno dei due principali nuclei di abete bianco del Piemonte (l'altro è situato a Nord, nelle valli ossolane) e formano popolamenti caratteristici e ben localizzati, grazie anche ai fattori climatici e storici che sono stati esposti in precedenza. Queste peculiarità hanno reso le abetine del Cuneese un interessante e complesso ambito di ricerca, e i molti studi che le riguardano hanno prodotto un flusso di dati superiore a molte altre realtà (si pensi ad

esempio alla Valle Pesio). Tuttavia, ai fini della presente ricerca, l'abete bianco presenta un fattore di criticità: la sua tendenza naturale a formare strutture disetanee e plurispecifiche rende problematica l'applicazione rigorosa delle relazioni dimensione-densità, dunque anche dello *Stand density index*, originariamente sviluppate per popolamenti puri e coetanei.

Il campione è formato dalle aree di saggio rilevate nelle diverse Aree forestali in provincia di Cuneo nell'ambito della redazione dei Piani forestali territoriali. Sono state prese in considerazione esclusivamente le aree nelle quali la categoria forestale fosse rappresentata da una abetina, oppure in cui l'albero dominante fosse un abete bianco qualsiasi fosse il tipo forestale riscontrato. Secondo IPLA (2002a) le abetine sono boschi a prevalenza di abete bianco, nei quali cioè questa specie eserciti una copertura maggiore del 50%; la tabella 8.3 riporta la chiave dicotomica utilizzata in campo per la determinazione dei tipi forestali nella categoria delle abetine (IPLA, 2002a). Negli altri casi, la categoria forestale è generalmente rappresentata da un rimboschimento (popolamenti forestali di origine artificiale a prevalenti conifere con copertura maggiore del 50%), oppure si tratta di una categoria in cui l'abete risulta legato in modo particolare al dinamismo del popolamento, come nel caso delle faggete, potenzialmente atte ad ospitare un'abetina di simile fertilità, o di popolamenti in cui l'abete bianco è in fase di insediamento a fianco delle specie preesistenti (ad esempio alcuni lariceti maturi). Tali situazioni possono fornire indicazioni utili sulle diverse fasi di sviluppo dei popolamenti a partecipazione di abete bianco e sulle dinamiche relative alla mescolanza tra le specie. In questo modo lo *Stand density index* verrà riferito non tanto ad una precisa categoria forestale, quanto alla specie in se stessa, considerata all'interno delle diverse situazioni strutturali nelle quali essa può presentarsi.

La tabella 8.4 illustra il numero di aree di saggio che compongono il campione, suddivise per Area forestale e tipo forestale. Sono state individuate in totale 186 aree di saggio, di area compresa tra 131,91 e 743,72 m²; i popolamenti sono di origine naturale e artificiale, comprendono differenti qualità della stazione, densità e classi di età e sono soggetti a diverse modalità di gestione. I rilievi sono stati effettuati negli anni 1997 (Area forestale sperimentale della Valle Varaita) e 1999-2000 (altre Aree forestali).

ABETINE

1a. settori mesalpici 2

2a. popolamenti su substrati calcarei o misti (calcescisti e flysch) 3

3a. popolamenti delle Alpi Marittime, situati a quote tra i 1500 e 1950 m e caratterizzati dalla presenza talora abbondante di *Alnus viridis*, *Rhododendron ferrugineum*, *Lonicera coerulea* e megaforie come *Cicerbita alpina*, *Ranunculus aconitifolius*, *Homogyne alpina*, *Achillea macrophylla*, *Aconitum vulparia*.

ABETINA ALTIMONTANA A MEGAFORBIE

3b. popolamenti generalmente presenti a quote variabili tra i 1000 e 1500 m caratterizzati da predominanti specie mesofile come *Gallium odoratum*, *Geranium nodosum*, *Cardamine spp.*, *Petasites albus*, *Lilium martagon*, *Trochyscanthes nodiflora*, *Gallium rotundifolium* (solo Alpi Marittime), *Calamintha grandiflora*, *Athyrium filix-foemina*, *Dryopteris filix-mas*.

ABETINA EUTROFICA

- in stazioni asciutte caratterizzate dalla presenza di specie mesoxerofile come *Sorbus aria*, *Pinus sylvestris*, *Viburnum lantana*.

sottotipo asciutto con sorbo montano

2b. popolamenti su substrati silicatici (gneiss, micascisti, graniti, prasiniti) 4

4a. popolamenti delle stazioni da fresche ad asciutte (dossi, alti versanti), talora su blocchi, caratterizzati dalla predominanza di specie acidofile come *Vaccinium myrtillus*, *Avenella flexuosa*, *Rhododendron ferrugineum*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Phegopteris polypodioides*, *Saxifraga cuneifolia*, *Festuca flavescens* (assente nell'Ossola e Sesia), *Euphorbia carniolica* (solo a N del Biellese).

ABETINA OLIGOTROFICA

4b. popolamenti delle stazioni fresche e su suolo profondo o a blocchi, caratterizzati dalla compresenza di flora acidofila e neutrofila tra cui (differenziali rispetto al tipo precedente) *Athyrium filix-foemina*, *Dryopteris filix-mas*, *Aruncus dioicus*, *Geranium nodosum*, *Lonicera alpigena*, *Veronica urticifolia*, *Phyteuma ovatum*, *Carex digitata*, *Trochyscanthes nodiflora* (a sud della val Susa).

ABETINA MESOTROFICA

1b. settori endalpici (Valli di Susa e Chisone); mescolanza con *Picea abies*.

ABETINA ENDALPICA A PICEA

- quote tra 1000 (1400) e 1700 m, stazioni talora asciutte con *Sorbus aria*. Specie guida: *Corylus avellana*, *Geranium nodosum*, (*Carex digitata*, *Salvia glutinosa*, *Melica nutans*).

sottotipo inferiore

- quote tra 1700 e 1900 m. Specie guida: *Rhododendron ferrugineum*, *Vaccinium myrtillus*, *Homogyne alpina*, *Adenostyles alliariae*, *Pulsatilla alpina*, *Veratrum lobelianum*.

sottotipo (acidofilo) superiore

Tabella 8.3 – Chiave per la determinazione dei tipi forestali e dei sottotipi (da IPLA, 2002a).

Tipo forestale	AF7	AF8	AF9	AF10	AF11	AF12	AF13	Totale
Abetina eutrofica		13		17	27			57
var. con latifoglie miste		2		1	15			18
var. con faggio					23			23
var. con abete rosso				2				2
Abetina mesotrofica	4	6		2	1			13
var. con faggio					2	1	1	4
var. con larice		2		4			2	8
Abetina oligotrofica				1		9		10
var. con faggio						1	2	3
Abetina altimontana a megaforbie					16			16
var. con latifoglie miste					2			2
Tot. abetine	4	23		27	86	11	5	156
Faggeta eutrofica		1	1					2
var. con latifoglie miste				1	1			2
var. con abete bianco		3						3
Faggeta mesotrofica					1			1
var. con abete bianco		2		2	1		1	6
Tot. faggete		6	1	3	3		1	14
Lariceto montano				1				1
var. con faggio e/o abete bianco							1	1
var. con latifoglie miste		1						1
Larici-cembreto su rodoreto-vaccinieto	1							1
Tot. lariceti	1	1		1			1	4
Rimboscimento del piano montano								
var. a larice					1			1
var. a abete rosso							1	1
var. a conifere miste		1		1	1		1	4
Tot. rimboschimenti		1		1	2		2	6
Acero-tiglio-frassineto di forra								
var. a tiglio cordato					1			1
Alneto di ontano bianco								
var. con acero di monte e frassino maggiore		1						1
Boscaglia di invasione, var. a saliconi					1			1
Castagneto mesoneutrofilo a <i>Salvia glutinosa</i>								
var. con faggio					2			2
Querceto di rovere a <i>Teucrium scorodonia</i>					1			1
Tot. altri		1			5			6
Totale aree	5	32	1	32	96	11	9	186

Tabella 8.4 – Aree di saggio che compongono il campione, suddivise per Area forestale, tipo forestale e totali. Le codifiche delle Aree forestali da cui provengono i dati sono come segue (IPLA, 2002a):

- Area forestale 7: Valle Varaita
- Area forestale 8: Valle Maira
- Area forestale 9: Valle Grana
- Area forestale 10: Valle Stura
- Area forestale 11: Valli Gesso, Vermenagna e Pesio
- Area forestale 12: Valli Monregalesi
- Area forestale 13: Alta Val Tanaro, Mongia, Cevetta, Langa cebana

È stata effettuata un'analisi statistica preliminare dei dati rilevati in ciascuna area di saggio allo scopo di elaborare un completo quadro conoscitivo del campione; dall'analisi sono state escluse le aree in cui, ad un esame dei piedilista di cavallettamento e secondo i tipi forestali rilevati in campo, l'abete è risultato essere una componente accessoria o comunque non rappresentativa della specifica realtà forestale esaminata. A seguito di questa selezione, il campione in esame risulta composto da 178 aree, la cui distribuzione sul territorio considerato e nelle diverse Aree forestali è illustrata alla figura 8.2.

Le tecniche statistiche utilizzate per l'analisi dei dati riguardano il calcolo delle frequenze assolute e percentuali, il calcolo degli indici di tendenza centrale, di dispersione (in particolare la media e lo scarto quadratico medio) e di forma (in particolare l'asimmetria), la valutazione delle differenze tra le medie (attraverso l'analisi della varianza, la correlazione e l'analisi della regressione multipla), le operazioni di ripulitura dei campioni mediante il riconoscimento dei dati aberranti (Spiegel, 1994). Le elaborazioni statistiche e le relative rappresentazioni grafiche sono state svolte con il supporto dei software Microsoft Excel XP e SPSS (*Statistical Package for the Social Sciences*) 11.5 (Green e Salkind, 1999). Per i diversi test effettuati sono stati considerati significativi i valori con associata una probabilità inferiore a 0,05 (*Sig.* < 0,05); ciò significa che vi è una trascurabile probabilità (inferiore al 5%) che il valore sia dovuto al caso. Quindi, le differenze riscontrate (ad esempio tra le frequenze oppure tra le medie), o le relazioni individuate (ad esempio nel caso della correlazione o dell'analisi della varianza) hanno un'alta probabilità statistica di essere dovute a ragioni sistematiche, cioè all'influenza delle variabili via via considerate.

La descrizione dei popolamenti e della loro struttura è stata svolta in gran parte attraverso il calcolo delle frequenze delle diverse variabili dendrometriche individuate; le frequenze percentuali indicano la proporzione in centesimi dell'occorrenza di un valore o classe di valori di una variabile rispetto al campione totale. La statistica descrittiva mette a disposizione il calcolo di indicatori sintetici che individuano, con un singolo valore, proprietà statistiche di un campione o di una popolazione rispetto ad una

sua variabile o attributo. I valori che tendono a cadere centralmente all'interno di un insieme di dati ordinati secondo l'ordine di grandezza vengono detti indici di posizione o di tendenza centrale; tra questi, la media è data dalla somma delle misure osservate divisa per il numero di soggetti che costituiscono il campione, mentre la mediana è il valore centrale dell'insieme di dati ordinati, o la media dei due valori centrali. Estendendo tale concetto, i valori che dividono l'insieme in quattro parti uguali vengono detti quartili. La deviazione standard o scarto quadratico medio è invece un indice di dispersione, cioè rappresenta l'attitudine dei dati a disporsi intorno al valore medio; la variabile che misura le deviazioni dalla media di ciascun valore e dove l'unità di misura è lo squarto quadratico medio è detta variabile standardizzata.

Come lo scarto quadratico medio offre un modo per riassumere in un numero la larghezza relativa (alla media) della distribuzione, così a volte si può essere interessati a quantificare altre caratteristiche di forma della distribuzione. Per mettere in evidenza eventuali asimmetrie si può utilizzare la media delle potenze dispari degli scarti, con esclusione del primo ordine; per semplicità si sceglie il cubo degli scarti. Poiché la potenza è maggiore di 1, scarti lontani hanno importanza maggiore ai fini della media. Ne segue che se la media dei cubi degli scarti è positiva significa che la distribuzione ha una coda verso destra (per valori maggiori della media), se è negativa ha una coda verso sinistra. Per ottenere una misura di asimmetria con la quale poter confrontare distribuzioni che si estendono su ordini di grandezza diversi e che non dipenda dall'unità di misura usata è conveniente esprimere la media dei cubi degli scarti in una unità che sia naturale per la distribuzione di interesse; questa scala naturale è scelta essere il cubo della deviazione standard. Il cubo degli scarti in unità del cubo della deviazione standard è chiamato *skewness*.

Per alcune delle variabili studiate si è fatto uso di particolari rappresentazioni grafiche, come gli istogrammi o i diagrammi a scatola (*boxplot*). Un istogramma è una rappresentazione grafica che consente di approssimare la funzione di densità (o di probabilità nel caso discreto) di una distribuzione. La forma di un istogramma è determinata dalla distribuzione delle osservazioni e dal numero di classi in cui è suddiviso il *range* delle osservazioni (assumendo un'ampiezza delle classi costante). Se l'area di ciascun rettangolo rappresenta la frazione delle osservazioni che appartengono al corrispondente intervallo, l'area totale di un istogramma sarà pari a 1. Un *boxplot* è

invece un grafico che evidenzia la distribuzione di una variabile attraverso i suoi quartili. Esso è costituito da un *box* al centro del grafico, il quale presenta come estremi il terzo e il primo quartile, mentre la linea al centro del *box* rappresenta il livello della mediana. Conseguentemente, il *box* contiene il 50% delle osservazioni. Il diagramma individua attraverso due barre alle estremità valori estremi contenuti in una distanza dalla mediana di 1,5, ed è in grado di segnalare eventuali valori anomali. Il confronto visuale o statistico tra due o più *boxplot* fornisce informazioni utili riguardo alla differenza della variabile considerata tra le diverse classi; come regola empirica, si considera che se la sovrapposibilità di due *boxplot* di dimensioni moderate è minore dell'80%, è probabile che le due serie di dati rappresentati siano significativamente differenti tra loro.

Nella distribuzione di frequenza di una variabile possono comparire dati aberranti (*outliers*), cioè osservazioni che, essendo atipiche o erronee, si scostano decisamente dal comportamento degli altri dati, con riferimento al tipo di analisi considerata. Tra le cause per cui possono manifestarsi dati anomali vi è un'elevata variabilità del fenomeno o errori di rilevazione o di elaborazione dei dati; altre fonti di variazione possono comprendere la tecnica di studio, la dimensione delle aree di saggio e altre distorsioni dovute agli osservatori. Per identificare ed eliminare tali valori si è scelto il test statistico di Grubbs; poiché tale test presuppone la normalità della distribuzione, esso è stato svolto sui logaritmi dei dati in questione, che presentano spesso una distribuzione log-normale. Il test stima un *outlier* alla volta, confrontando il parametro t calcolato per ciascun dato con un valore critico secondo il livello di significatività desiderato e la numerosità del campione. Se t è minore del valore critico l'ipotesi nulla dell'esistenza di *outliers* nel *set* di dati è rifiutata, altrimenti occorre eliminare il dato aberrante e reiterare il test fino a quando non si individuano più *outliers*.

Per valutare se le medie di due diversi gruppi differissero tra loro in modo statisticamente significativo è stata utilizzata l'analisi della varianza (*ANOVA*) univariata. Tale tecnica statistica viene utilizzata quando, sulla base delle ipotesi della ricerca, è prevista una relazione di tipo causale tra due variabili, di cui una è detta indipendente (ossia la variabile di cui si cerca di stabilire l'effetto causale sul comportamento dell'altra) e l'altra è detta dipendente (la variabile su cui si ritiene che le

variabili indipendenti abbiano effetto). L'assunto su cui si basa l'analisi della varianza prevede che sottogruppi distinti si comportino in modo diverso rispetto alla variabile dipendente; si suppone che questa differenza sia dovuta proprio alla variabile indipendente che identifica i sottogruppi. In altre parole, tale tecnica statistica si basa sulla scomposizione della variabilità totale dei dati del problema in due parti: variabilità sperimentale, dovuta alle variabili studiate dal ricercatore, e variabilità accidentale o residua dovuta ad altri fattori non controllabili o casuali.

Con il test statistico F , che esprime il rapporto tra le due varianze e la cui distribuzione campionaria è nota, si può verificare l'ipotesi nulla, cioè quella che prevede un'influenza nulla delle variabili indipendenti su quelle dipendenti e che quindi non suppone differenze significative tra i due campioni. Se il valore di F è superiore al valore di F critico in corrispondenza al livello prefissato di significatività, allora l'ipotesi nulla potrà essere respinta; in questo caso la variabile considerata spiega la differenza tra i campioni.

Per lo studio simultaneo di due variabili rilevate su uno stesso campione e l'analisi delle relazioni che le legano tra loro si è utilizzata la correlazione bivariata. La correlazione indica appunto la tendenza di due variabili, misurate sullo stesso gruppo di soggetti, a variare insieme. Con l'analisi di correlazione si pongono in relazione delle variabili essendo guidati da obiettivi di tipo descrittivo e non esplicativo, poiché essa non ci permette di individuare una causa ed un effetto: si può dire che, considerando due variabili x e y , al variare di x varia o meno anche y , senza però poter stabilire l'esistenza di una variabile indipendente e di una dipendente. Tale statistica indica quindi una covariazione tra due variabili: essa mostra se due o più variabili, in un momento dato, cambiano insieme oppure no. Attraverso la correlazione si possono ottenere importanti informazioni che riguardano l'entità della relazione (ossia l'intensità con cui x e y variano insieme; questa può essere nulla, in caso di assoluta indipendenza tra le variabili, o di tendenza sempre più forte fino alla completa concordanza o discordanza) e l'andamento della relazione (che può essere positiva se all'aumentare di x aumenta anche y , o negativa se all'aumentare di x diminuisce y). L'analisi correlativa è stata effettuata utilizzando il coefficiente r di Pearson, che consente di esprimere in modo sintetico l'intensità e l'andamento della relazione esistente tra due variabili; il valore assoluto indica l'intensità, mentre il segno indica l'andamento della relazione. Il

coefficiente di correlazione può assumere valori che variano tra +1 e -1: un valore prossimo allo zero indica un'assenza di correlazione, mentre valori maggiori di zero indicano una relazione positiva tra le variabili considerate (all'aumentare dell'una aumenta anche l'altra o al diminuire dell'una diminuisce anche l'altra); infine, valori negativi indicano l'esistenza di una relazione inversa tra le variabili (all'aumentare dell'una l'altra diminuisce). Il valore di significatività associato al coefficiente di correlazione è associato ad un test a una coda se la direzione della relazione è nota a priori, a due code negli altri casi.

L'analisi di regressione lineare permette invece di misurare il grado e la direzione dell'influenza di una o più variabili indipendenti su una variabile dipendente; in questo caso, diversamente dall'analisi di correlazione ed in modo simile a ciò che accade con l'analisi della varianza, è possibile ipotizzare una direzione nella relazione. L'indice considerato per stimare la bontà del modello è il coefficiente R^2 , che mostra in quale percentuale un fenomeno può essere spiegato dalle variabili indipendenti. Il valore di R^2 tende ad essere piuttosto ottimistico (qualsiasi modello risulta migliore per il *set* di dati campionario rispetto alla generica popolazione), pertanto questo coefficiente di determinazione viene corretto per il numero di variabili presenti nel modello e per la numerosità campionaria. Il coefficiente può assumere valori compresi tra 0 e 1: un valore prossimo a zero indica una mancanza di influenza delle variabili indipendenti sulla variabile dipendente; al contrario, un valore vicino ad 1 predice un impatto significativo delle prime sulla seconda. I coefficienti di regressione beta (β) indicano invece, in una regressione multipla (cioè che valuta l'effetto combinato di più variabili indipendenti sulla dipendente), quali variabili indipendenti danno un contributo maggiore nello spiegare la variabilità del fenomeno e in quale direzione; anch'essi possono variare tra +1 e -1. Tali coefficienti consentono di esprimere in modo sintetico l'intensità e la direzione dell'impatto esercitato da ciascuna variabile indipendente sulla variabile dipendente: l'intensità è indicata dal valore assoluto (più il valore si allontana da 0, maggiore è la forza dell'impatto), mentre il segno indica la direzione (valori positivi di β indicano che un incremento nella variabile indipendente produce un incremento nella variabile dipendente, mentre valori negativi indicano che un incremento nella variabile indipendente produce un decremento nella variabile dipendente).

Il coefficiente di determinazione e i coefficienti β sono indici sintetici; può essere opportuno affiancarli a misure diagnostiche di tipo grafico, che permettono di capire dove la retta di regressione approssima meglio i dati e dove l'approssimazione sia invece carente. Gran parte delle metodologie dirette a questo scopo sono basate sui grafici dei residui (gli scarti dei valori osservati da quelli previsti in base al modello di regressione) e sull'esame del loro andamento. Se il modello di regressione lineare è valido, ci si attende che i residui siano distribuiti attorno alla retta stimata in modo casuale, senza mostrare tendenze evidenti. Analogamente, ci si aspetta che i residui siano disposti in modo simmetrico attorno allo zero, si distribuiscano (almeno approssimativamente) secondo la variabile casuale normale e non presentino nessuna relazione evidente con i valori della variabile dipendente.

Anche gli assunti necessari per utilizzare la regressione lineare sono verificabili tramite lo studio dei residui: la normalità della distribuzione della variabile dipendente per ogni valore di quella indipendente è valutabile tramite la distribuzione di frequenza dei residui; l'omogeneità delle varianze relativa alla variabile dipendente per ogni valore di quella indipendente è valutabile tramite il diagramma di dispersione fra i residui e la variabile indipendente. L'analisi dei residui viene condotta utilizzando principalmente i residui studentizzati, ottenuti dividendo i residui per la stima della deviazione standard, che varia da punto a punto, in funzione della distanza di ciascun dato rispetto alla sua media. Nel caso in cui i dati vengono raccolti sequenzialmente, i residui non dovrebbero essere fra di loro correlati. Una statistica adatta per valutare questo aspetto è quella di Durbin-Watson (D): i valori di D per ogni dato vengono confrontati con i due valori limite inferiore e superiore tabulati in funzione del numero di osservazioni, del numero di variabili inserite nel modello e del livello di significatività. Se D è maggiore del limite superiore i residui non sono fra loro correlati; se è minore del limite inferiore i residui sono fra di loro correlati; se è compreso tra i due limiti, il test non è considerato conclusivo. Se la rappresentazione grafica dei residui rivela un andamento preciso, il modello di regressione lineare risulta inadeguato ed occorre passare a modelli alternativi. Se infine sono disponibili dati significativi, l'esame dell'andamento dei residui ordinari contro variabili non incluse nel modello può essere utile a stabilire se è necessario introdurre nel modello di regressione tali variabili, eventualmente trasformate.

Il giudizio complessivo sulla qualità della regressione viene formulato mediante l'analisi della varianza e il relativo test della F di Fischer, la cui significatività esprime se la proiezione dei punti sperimentali sulla funzione di regressione spiega una parte della variabilità totale dei dati superiore a quella dovuta al caso.

Sulla base dei piedilista di cavallettamento si sono calcolati i principali parametri dendrometrici e strutturali dei popolamenti, quali la densità (numero di piante per ettaro), l'area basimetrica totale, il diametro medio (cioè il diametro della pianta di area basimetrica media), l'entità della rinnovazione. In base ai valori di densità dei popolamenti è stata effettuato un test statistico per individuare ed escludere eventuali dati aberranti dovuti ad errori di misurazione; la numerosità del campione si è così ulteriormente ridotta a 173 aree di saggio. Si è calcolato inoltre il contributo specifico dell'abete bianco all'interno di ogni area, espresso come percentuale della densità e dell'area basimetrica totale. Quest'ultimo parametro prende in considerazione anche le dimensioni degli alberi, pertanto viene generalmente ritenuto più affidabile e rappresentativo del semplice conteggio relativo al numero di piante. La relazione tra densità e diametro medio delle aree di saggio considerate è stata rappresentata su un grafico in scala logaritmica per apprezzarne visivamente l'andamento e confrontarlo con i modelli teorici descritti.

Per la valutazione dello *Stand density index* massimo si è inizialmente assunta una relazione tra massima densità e diametro medio lineare su scala logaritmica, con pendenza fissa di -1,605, ritenuta indipendente dall'età del popolamento e dalla stazione e valida per tutte le specie come originariamente ipotizzato da Reineke (1933). Lo *Stand density index* di ciascun popolamento è stato calcolato in unità metriche decimali in base alle formule di Daniel, Meyn e Moore (1979) e Daniel e Sterba (1980):

$$(8.1) \quad SDI = N \left(\frac{d_m}{25} \right)^{1,605}$$

$$(8.2) \quad SDI = 1,0147 \times 10^{(\log N + 1,605 \log d_m - 2,250)}$$

Queste formule sono originariamente destinate alla descrizione di popolamenti puri coetanei. Poiché non tutte le aree prese in esame rispondevano a questo requisito, si

è calcolato lo *Stand density index* di ciascun popolamento anche secondo la formulazione di Shaw (2000), più adatta a popolamenti disetanei:

$$(8.3) \quad SDI = \sum \left(\frac{d_i}{d_s} \right)^{1,605}$$

Tale relazione è stata opportunamente adattata utilizzando un diametro di riferimento di 25 cm; per ogni area si è calcolato il contributo in *Stand density index* di ciascuna classe diametrica, con intervalli di un centimetro e per tutte le classi superiori alla soglia di cavallettamento (7,5 cm), riportando i valori ottenuti sull'unità di superficie. Si sono quindi messi in evidenza i valori massimi dello *Stand density index* calcolati in base alle tre formule sopra illustrate, in modo da ottenere un'indicazione approssimativa che potesse servire come ipotesi di lavoro con cui confrontare tutte le elaborazioni successive.

I valori ottenuti di *Stand density index* sono stati sottoposti ad analisi della varianza, per verificare se i diversi metodi di calcolo possano determinare differenze significative nello *Stand density index* massimo; la stessa analisi statistica è stata utilizzata per verificare l'effetto della struttura dei popolamenti (coetanea o disetanea) sul rapporto tra le due modalità di calcolo dello *Stand density index*. Poiché infatti la formulazione additiva tiene conto del numero di piante per unità di superficie in ogni classe diametrica, si intende verificare l'ipotesi suggerita da Shaw (2000) che in popolamenti disetanei, cioè con una distribuzione di frequenza spostata verso i diametri più piccoli, lo *Stand density index* additivo sia sensibilmente inferiore a quello calcolato con la formula tradizionale. Per confermare questa ipotesi, si è effettuata una correlazione tra il rapporto dei due *Stand density index* calcolati e la *skewness* della distribuzione dei diametri di ciascun popolamento. Il rapporto tra i due *Stand density index* è una variabile di dubbia rappresentatività e ai fini della presente ricerca è stata utilizzata esclusivamente a scopo esplorativo; per un'analisi più approfondita si ritiene preferibile l'utilizzo dell'analisi della varianza a due fattori per verificare le relazioni che intercorrono tra *Stand density index*, metodo di calcolo e struttura dei popolamenti.

Per individuare la retta massima dimensione-densità è stato tuttavia necessario adeguare il campione a quanto previsto da Reineke, che calcolò la relazione riferendosi a popolamenti puri e *fully stocked*; per questo, sono state prese in considerazione

solamente le aree in cui la presenza dell'abete bianco fosse maggiore dell'80% in area basimetrica. Tale percentuale è ritenuta, con buona approssimazione, un indice di elevata purezza della specie (McCarter e Long, 1986; Saunders e Puettmann, 2000; Smith e Woods, 1997) ed è stata considerata più prudente e adeguata alla relazione da valutare che non un valore del 60%, adottato ad esempio da Sterba e Monserud (1993) per popolamenti misti sia coetanei che disetanei a dominanza di douglasia (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco). Nel contempo è stata ipotizzata la piena occupazione del sito per tutti i popolamenti del campione. Non è possibile dal *set* di dati dedurre se la mortalità sia dipendente o meno dalla densità, cioè se i popolamenti considerati sono o meno in fase di autodiradamento (Hynynen, 1993).

Sono risultate così 77 aree; tale numerosità è coerente con il campione preso in esame per altri studi sulla massima relazione dimensione-densità di una singola specie forestale in popolamenti puri coetanei a scala locale (Zeide, 2002b; Andenmatten, Rey e Letourneau, 2000; Del Rio et al., 2001), ma risulta assai inferiore ai campioni utilizzati per valutare tale relazione su una scala territoriale più vasta, che possono contare su diverse centinaia o migliaia di dati spesso provenienti da inventari forestali (Archibald e Bowling, 1995; Day, 1997; Cao et al., 2000; Solomon e Zhang, 2002; Yang e Titus, 2002).

In base al valore di pendenza prefissato da Reineke (-1,605) e alla massima combinazione tra diametro medio e densità dei dati del campione, espressa attraverso lo *Stand density index* nella sua formulazione additiva (adatta sia a popolamenti coetanei che disetanei), è stata calcolata l'intercetta della massima retta dimensione-densità secondo la formula generale di Reineke (1933):

$$(8.4) \quad N = kd_m^{-1,605}$$

$$(8.5) \quad \log N = c - 1,605 \log d_m$$

L'equazione della retta ottenuta è stata rappresentata su scala logaritmica e sottoposta ad una analisi dei residui per valutare la bontà del suo adattamento rispetto ai dati del campione; la relazione è valida per tutti i gradi di mescolanza tra le specie e per tutte le stazioni.

A partire dal medesimo campione si è inteso verificare l'ipotesi di una relazione dimensione-densità sempre lineare, caratterizzata però da una pendenza variabile a seconda della specie considerata (Hynynen, 1993). La relazione di Reineke è stata ancora ritenuta valida come *Stand density index*, calcolando tuttavia il valore appropriato della sua pendenza per l'abete bianco. A tal fine, secondo quanto raccomandato da Saunders e Puettmann (2000), per avvicinare il più possibile i dati alla situazione ideale di *full stocking*, questi sono stati ordinati secondo il logaritmo della densità e raggruppati in classi di ampiezza 0,05. Si è considerato come diametro medio di ogni classe il massimo diametro medio tra quello delle aree comprese nella classe stessa; questa procedura elimina la componente soggettiva nella valutazione dei popolamenti *fully stocked* per il calcolo della relazione massima tra diametro medio e densità (Del Rio et al., 2001). È stata quindi operata una regressione lineare su scala logaritmica tra densità e diametro medio nei popolamenti così individuati. Dal momento che la retta ottenuta interpola i dati in modo simmetrico, cioè questi sono distribuiti in egual modo sopra e sotto di essa, è stato necessario spostare la retta verticalmente (variando cioè la sua intercetta ma non la sua pendenza), così da posizionarla al di sopra di tutti i dati per rappresentare la linea limite (Smith e Woods, 1997, Cao et al., 2000). Si è quindi valutata la significatività della regressione e la bontà del suo modello attraverso l'analisi dei residui; successivamente si è effettuata l'analisi della varianza per valutare se la pendenza ottenuta differisse in modo significativo dal valore di -1,605 (cioè se il massimo *Stand density index* calcolato in base alla nuova relazione differisse da quello derivato dalla formulazione di Reineke).

Il nuovo valore ottenuto per la pendenza (p) della relazione massima dimensione-densità nell'abete bianco è stato utilizzato per calcolare nuovamente lo *Stand density index* metrico di ciascun popolamento nella sua forma additiva:

$$(8.6) \quad SDI = \sum \left(\frac{d_i}{d_s} \right)^p$$

In base al più alto *Stand density index* individuato per l'abete in purezza (sottocampione con abete bianco maggiore dell'80% in area basimetrica), per tutte le abetine e successivamente per tutti i popolamenti a partecipazione di abete, si è valutata la densità relativa dei singoli popolamenti come percentuale dei valori massimi precedentemente individuati, rispettivamente per il sottocampione puro, per le abetine e

per l'insieme delle aree. La gamma di *Stand density index* così ottenuta è stata confrontata con i valori indicati in letteratura per l'abete bianco e per specie ecologicamente simili.

Sono state anche elaborate correlazioni esplorative tra lo *Stand density index* e alcune variabili dei popolamenti (quota, copertura, stadio di sviluppo, rinnovazione, fertilità stazionale); in particolare, si è valutato l'andamento della relazione tra lo *Stand density index* e il contributo dell'abete bianco in termini di area basimetrica in ogni popolamento. Infine, gli *Stand density index* dei popolamenti in esame sono stati raggruppati in classi di densità relativa e localizzati sul territorio mediante il *software* ArcView GIS 3.1 (Theobald, 1999) allo scopo di verificare la loro distribuzione spaziale ed esaminare la correlazione dello *SDI* con i parametri strutturali descritti. Per ciascuna Area forestale esaminata si è elaborata una cartografia di dettaglio adottando la tipologia forestale e l'uso del suolo come tematismo di base (allegati da 2D a 2L).

GIS è un acronimo inglese che sta per *Geographic Information System* (letteralmente Sistema Informativo Geografico), definizione anglosassone di quello che, in Italia, viene più comunemente chiamato Sistema Informativo Territoriale (*SIT*). I *GIS* sono un insieme di strumenti in grado di acquisire, immagazzinare, recuperare, trasformare, analizzare e riprodurre dati spaziali riferiti al territorio (Burrough, 1986). Questa tecnologia integra alle operazioni standard effettuate sui *database* più comuni, quali ricerche ed analisi statistiche, le funzionalità proprie dei *GIS*, quali la memorizzazione e l'immagazzinamento dei dati, il trattamento e l'analisi degli stessi, la creazione di rappresentazioni e copie di *output* (carte e tabelle), con i vantaggi specifici della visualizzazione e della analisi geografica forniti dalle mappe.

I sistemi informativi territoriali operano con due diversi modelli di dati: il modello vettoriale ed il modello *raster*. Nel modello vettoriale, le informazioni su punti, linee e poligoni sono codificate e memorizzate come una collezione di coordinate (x,y). La localizzazione di un oggetto puntuale può essere rappresentata come una singola coppia di coordinate; oggetti lineari come strade e fiumi possono essere memorizzati come una stringa di coordinate (x,y). Gli oggetti poligonali sono memorizzati come aree omogenee perimetrate. Il modello vettoriale è estremamente utile per descrivere fenomeni discreti, ma risulta meno adatto per descrivere fenomeni continui che

rappresentano un'unica grandezza che varia continuamente nello spazio. Il modello *raster* si è sviluppato proprio per descrivere tali fenomeni.

Il sistema consente di gestire ed analizzare ogni genere di relazione spaziale intercorrente fra tutti gli elementi che fanno parte del *database*. Questa funzionalità, nota come analisi topologica dei dati, va al di là della mera descrizione della geometria e della localizzazione dei diversi elementi contenuti in una mappa. La topologia è infatti quella disciplina che studia le diverse relazioni spaziali che intercorrono fra entità geometriche diverse (punti, linee, aree) all'interno di un determinato spazio. Mediante un'analisi di tipo topologico è quindi possibile determinare, ad esempio, come gli elementi lineari contenuti in una cartografia siano connessi fra loro ma anche quali aree siano contenute (interamente o parzialmente) all'interno di altre aree più ampie, o ancora, quali aree siano confinanti rispetto ad altre.

Per definire l'organizzazione topologica dei dati, un sistema *GIS* deve necessariamente fare ricorso ad una particolare struttura del *database* (Kennedy, 2001). In un sistema *GIS*, tutti gli elementi grafici che fanno parte della cartografia sono riferiti ad un sistema comune di coordinate geografiche. Gli elementi grafici di base che compongono la cartografia (primitive geometriche o entità) sono costituiti da nodi, linee e aree, detti anche punti, archi e poligoni. I nodi rappresentano l'intersezione fra due linee e l'origine o termine di una linea. Ogni nodo è numerato in maniera univoca all'interno del *database* e la sua collocazione assoluta nello spazio è contraddistinta da una coppia di coordinate (x,y) all'interno di un sistema di coordinate geografiche. Anche le linee sono numerate in maniera univoca. La loro geometria è descritta da una serie di coppie di coordinate geografiche (x,y) . Una linea retta, tipicamente, viene descritta da due e solo due coppie di coordinate geografiche; tanto più è elevato il numero di coppie di coordinate che vengono inserite, tanto maggiore risulta la precisione (definizione) nella descrizione del reale andamento della linea considerata. Le aree, infine, sono costituite da uno spazio chiuso circoscritto da un insieme di linee. In un punto qualsiasi (generalmente al centro) all'interno di ogni area viene apposto un solo elemento identificativo, detto centroide, connotato da una coppia di coordinate (x,y) ; il centroide fornisce la localizzazione dell'area e ad esso è possibile associare informazioni descrittive. I confini dell'area sono definiti dalla numerazione delle singole linee che formano il confine stesso.

In aggiunta a quanto descritto circa i data geometrici e spaziali, un *GIS* contiene anche dati descrittivi o attributi. Questi ultimi sono associati agli elementi topologici (nodi, linee, aree) e ne forniscono ulteriori informazioni. Tali informazioni descrittive vengono generalmente poste in un *database* separato da quello grafico; le funzionalità di un sistema *GIS* consentono sessioni di interrogazione e di analisi intensiva dei dati sulle loro componenti spaziali (geometria, localizzazione, topologia) e descrittive, singolarmente o in modo simultaneo.

La cartografia rappresenta la base su cui costruire un Sistema Informativo Territoriale, che come si è precisato si caratterizza per la capacità di georeferenziare i dati, ovvero mettere i diversi elementi in relazione spaziale fra loro attribuendovi delle coordinate di riferimento rispetto ad un sistema predefinito. La base cartografica deve presentare caratteristiche in sintonia con gli obiettivi che si intendono perseguire, ma al tempo stesso deve essere anche abbastanza esauriente per soddisfare le peculiarità tipiche di un Sistema Informativo Territoriale, e cioè la flessibilità e l'apertura verso possibili evoluzioni successive.

9. Risultati

L'elaborazione dei dati disponibili per le aree di saggio individuate in base ai criteri descritti ha potuto fornire un sintetico quadro conoscitivo dei popolamenti in esame. Sulla base delle analisi effettuate, il campione iniziale di 186 aree di saggio è stato ridotto prima a 178 unità, in seguito all'esclusione delle aree ritenute non rappresentative, e quindi a 173 dopo l'eliminazione dei dati aberranti, individuati mediante il test di Grubbs. I parametri dendrometrici e strutturali di sintesi del campione sono riportati alla tabella 9.1.

	<i>N</i>	<i>Minimo</i>	<i>Massimo</i>	<i>Media</i>	<i>Deviazione std.</i>
Quota (m)	173	850	1900	1398,06	216,192
Copertura (%)	173	20	100	80,58	15,865
Superficie area (ha)	173	0,01319	0,07437	0,03304	0,011
N/ha	173	150	2105	778,90	376,148
G/ha (m ²)	173	3,076	139,605	38,273	17,573
D medio (cm)	173	9,6	48,4	25,93	6,794
N% abete	173	2,86	100,00	53,94	28,440
G% abete	173	1,50	100,00	71,07	24,832
Rinnovazione/ha	173	0	836	39,15	102,078

Tabella 9.1 – Parametri dendrometrici e strutturali di sintesi del campione considerato.

Il campione è composto da popolamenti situati nei piani montano inferiore, montano superiore e subalpino, fino ad una quota massima di 1900 metri. La densità varia da 150 a 2105 piante per ettaro, con una media che si avvicina a 800; la copertura media delle chiome è di circa l'80%, e varia nelle singole aree dal 20% (soglia inferiore per la definizione di bosco nell'inventario esaminato) al 100%. L'area basimetrica va da 3 a 139,6 m²/ha, mentre il diametro medio ha un *range* che va da un minimo di 9,6 ad un massimo di 48,4 cm (media di 25,9 cm). L'abete bianco è presente nelle aree esaminate in misura variabile dal 3 al 100% in densità e da 1,5 a 100% in area basimetrica; in relazione a quest'ultimo parametro l'abete bianco contribuisce alla mescolanza in media per il 71,07%, mentre in termini di densità il suo contributo medio è del 53,94%. La rinnovazione è costituita in media da 39 soggetti di avvenire per ettaro (diametro inferiore a 7,5 cm); si sono riscontrati nel campione da zero a oltre 800 esemplari per ettaro, ma questo parametro è ritenuto poco affidabile poiché

nell'inventario è indicata solamente la specie prevalente della rinnovazione e non sono disponibili indicazioni quantitative più precise.

La figura 9.1 rappresenta la distribuzione di frequenza per classi del diametro medio e della densità dei popolamenti in esame; sull'istogramma viene rappresentata anche la curva di distribuzione normale dei dati, che è stata utilizzata come ipotesi di lavoro per effettuare il test sugli *outliers*. L'andamento delle due distribuzioni si avvicina sensibilmente a quello normale; nel caso della densità tale distribuzione è spostata verso sinistra, con frequenze assolute più elevate per densità comprese tra 400 e 1000 piante ad ettaro.

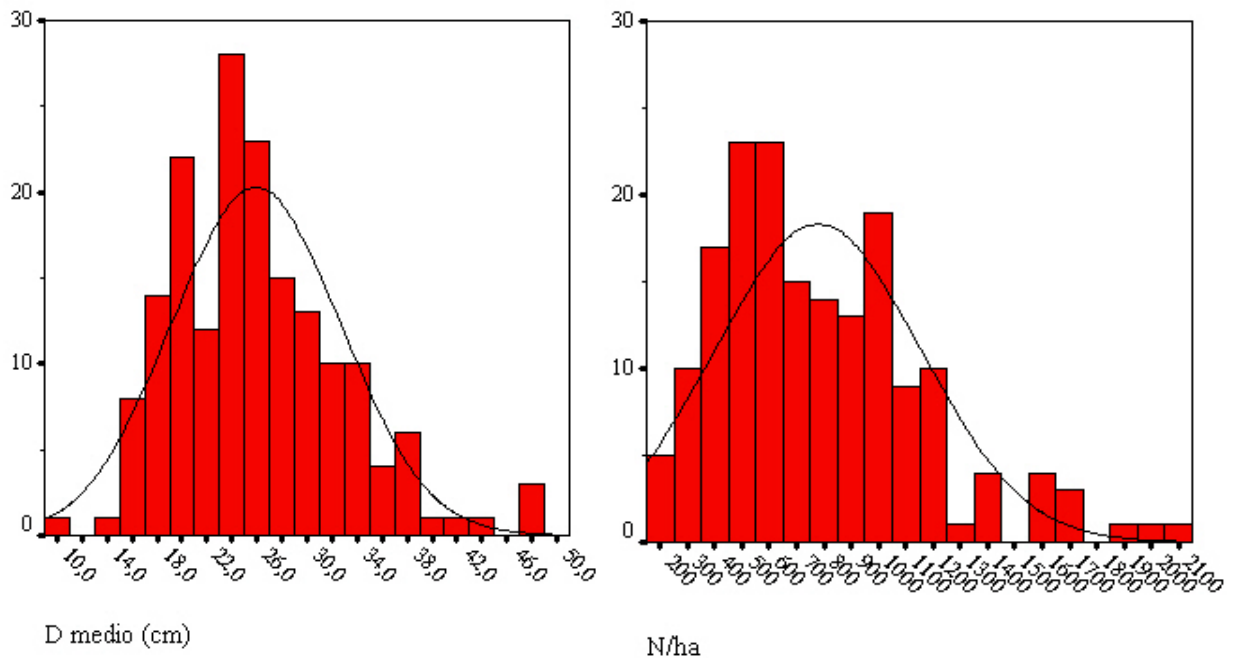


Figura 9.1 – Distribuzione di frequenza del diametro medio e della densità nel campione.

La struttura verticale e orizzontale dei popolamenti è stata valutata rispettivamente attraverso il grado di chiusura delle loro chiome (copertura) e il loro stadio di sviluppo. Come dimostra il primo diagramma rappresentato in figura 9.2, la copertura delle chiome presenta una limitata variabilità, poiché più del 75% delle aree presenta valori compresi tra il 60 e il 100% e quasi la metà di esse mostra una chiusura delle chiome pressoché totale (80-100%). Il secondo diagramma evidenzia invece che, dove il dato strutturale è stato rilevato, lo stadio di sviluppo dei popolamenti più frequente nel campione è la fustaia disetanea, con una frequenza di poco superiore

all'insieme dei diversi stadi di fustaia coetanea (spessina, perticaia e fustaia adulta); una piccola parte dei popolamenti è classificata come ceduo (maturo o invecchiato) o a struttura irregolare.

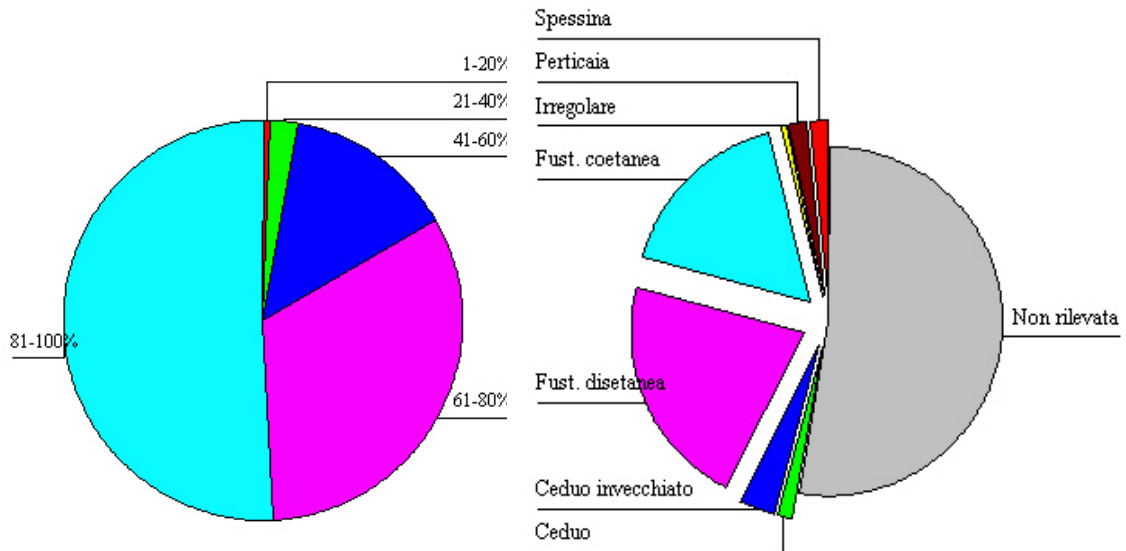


Figura 9.2 – Grado di copertura delle chiome e stadio di sviluppo nel campione esaminato.

La figura 9.3 rappresenta invece il contributo dell'abete bianco rispetto al numero di piante e all'area basimetrica complessivi di ciascuna area campione. Mentre il contributo in numero di piante presenta frequenze piuttosto costanti per le sue diverse classi, l'area basimetrica ha un andamento diverso rispetto al totale, ricorrendo assai più frequentemente una situazione di relativa dominanza dell'abete rispetto alle altre specie presenti nel popolamento (in poco meno del 50% dei dati l'abete contribuisce all'area basimetrica complessiva per oltre l'80%).

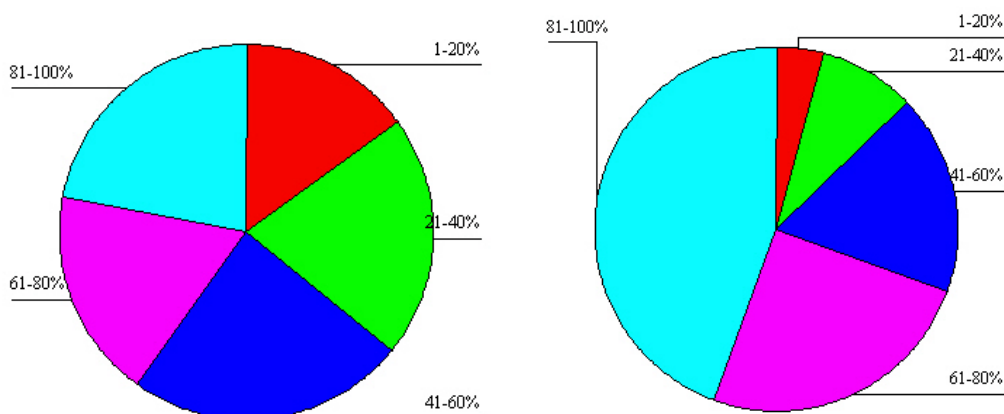


Figura 9.3 – Contributo dell'abete bianco in termini di numero di piante e area basimetrica ad ettaro

Si è quindi inteso accertare se nel campione esaminato si potesse evidenziare una qualche relazione tra il diametro medio e la densità dei popolamenti, sulla base di quanto previsto dalla regola dell'autodiradamento. La figura 9.4 mostra la rappresentazione di tali parametri dendrometrici in scala logaritmica; dall'esame visivo della dispersione è possibile ipotizzare l'effettiva esistenza di una relazione di proporzionalità inversa tra i logaritmi delle due variabili. Ai fini delle elaborazioni successive tale relazione sarà considerata lineare, dal momento che questo semplice modello sembra ben adattarsi ai dati disponibili.

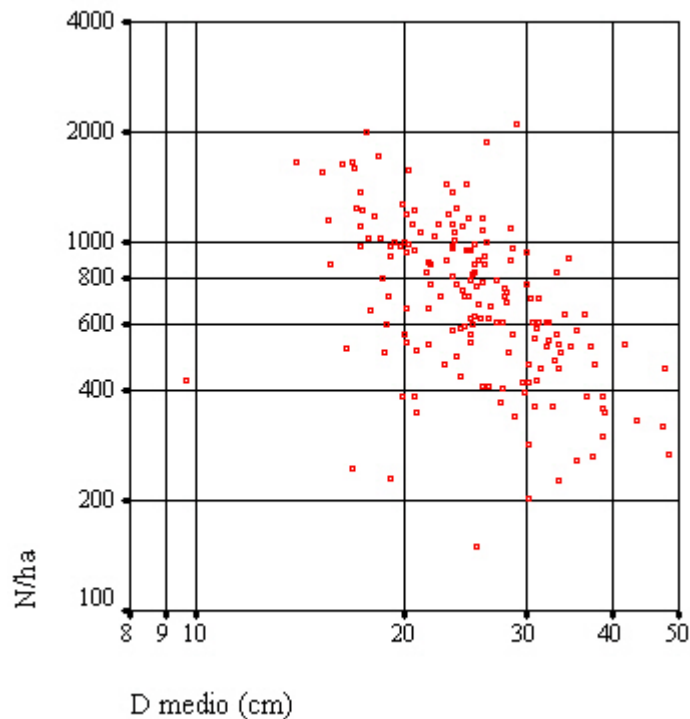


Figura 9.4 – Relazione tra diametro medio e densità dei popolamenti (scala logaritmica).

La fase principale della ricerca ha avuto come obiettivo la valutazione dello *Stand density index* massimo dei popolamenti. A questo scopo, per ciascuna area di saggio del campione (ora ulteriormente ridotto di un'unità, non ritenuta rappresentativa ai fini della ricerca) è stato calcolato lo *Stand density index* in unità metriche nelle formulazioni di Daniel, Meyn e Moore (1979), Daniel e Sterba (1980) e nella forma additiva proposta da Shaw (2000). I risultati sono riassunti alla tabella 9.2; si è potuto osservare che le due formulazioni tradizionali forniscono valori del tutto equivalenti tra loro, mentre il calcolo additivo ha dato valori di *Stand density index* minori in media di circa 60 unità (corrispondenti al 7,94% del valore precedentemente calcolato).

	<i>N</i>	<i>Minimo</i>	<i>Massimo</i>	<i>Media</i>	<i>Deviazione std.</i>
<i>Stand density index</i> (Daniel, Meyn e Moore,1979)	172	91	2055	753,84	288,502
<i>Stand density index</i> (Daniel e Sterba, 1980)	172	91	2055	753,84	288,502
<i>Stand density index</i> (Shaw, 2000)	172	91	1824	694,35	267,071

Tabella 9.2 – Caratterizzazione statistica dello *Stand density index* del campione.

Gli *Stand density index* calcolati con le due procedure hanno fornito un valore massimo di 2055 e 1824 rispettivamente; ciò significa che, secondo questa procedura di calcolo, il massimo grado di densità raggiungibile in un popolamento a partecipazione di abete bianco è rappresentato da 2055 o 1824 piante ad ettaro se il diametro medio è 25 cm. La figura 9.5 illustra la frequenza per classi dello *Stand density index* tradizionale e additivo nel campione; i due andamenti sono piuttosto simili, con la maggioranza dei valori compresi tra 500 e 900 e una coda a destra che presenta i valori maggiori.

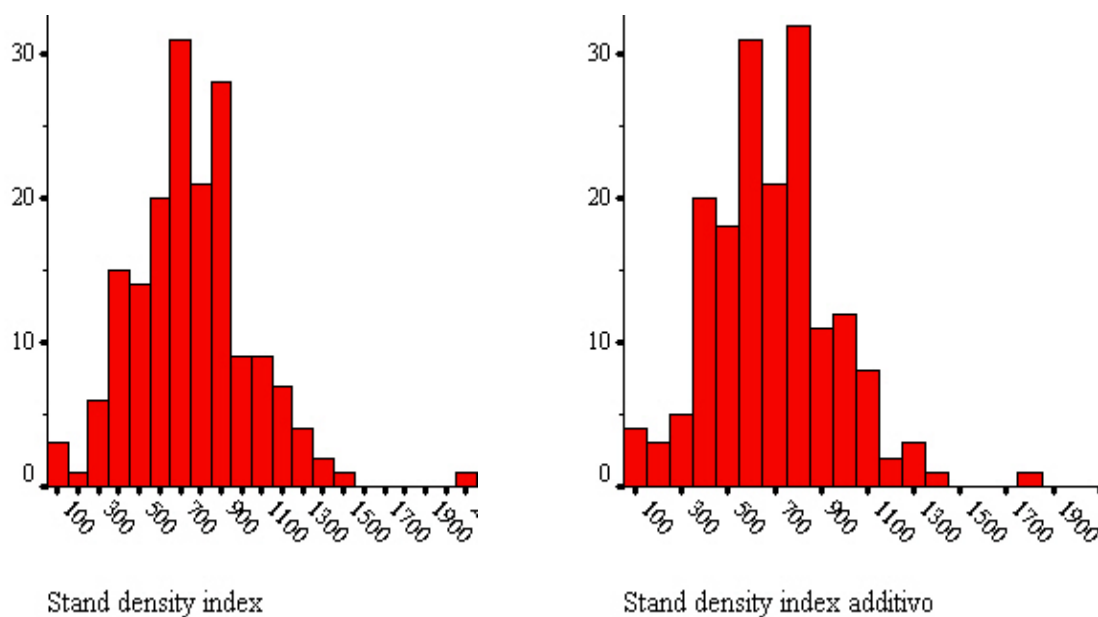


Figura 9.5 – *Stand density index* tradizionale e additivo nel campione considerato.

La differenza causata nel valore dello *SDI* dall'uso di un metodo di calcolo o dell'altro è stata valutata graficamente (figura 9.6) e statisticamente mediante l'analisi della varianza tra i valori di *Stand density index* di ciascuna area calcolati nei due modi (tabella 9.3).

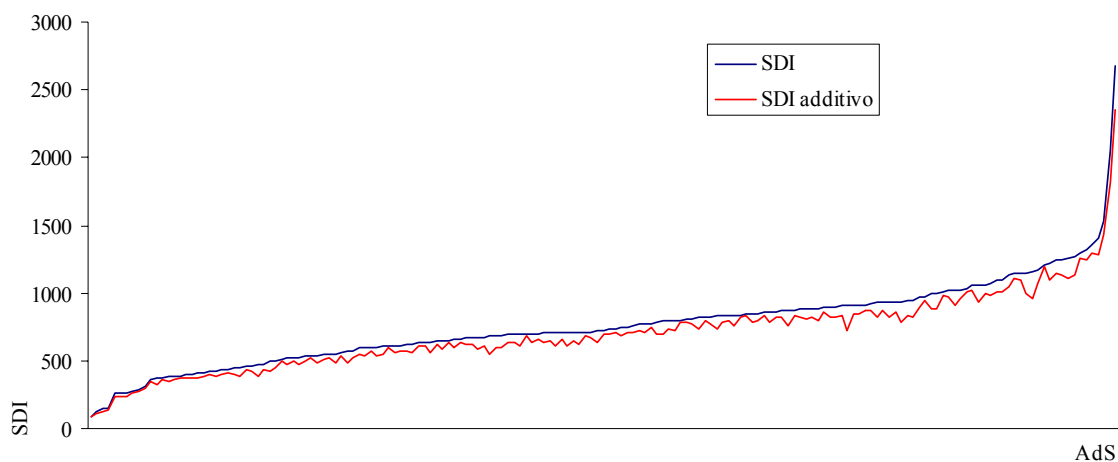


Figura 9.6 – *Stand density index* tradizionale e additivo nel campione considerato (dati ordinati).

Gruppi	Conteggio	Media	Varianza
SDI	172	753,84	104172,3
SDI additivo	172	694,35	86845,86

	Somma dei quadrati	df	Media dei quadrati	F	Sig.
Fra gruppi	321964,1	1	321964,1	3,371	0,067
Entro gruppi	32855123	342	95509,08		
Totale	33177087	343			

Tabella 9.3 – ANOVA tra i valori di *Stand density index* ottenuti mediante i due metodi di calcolo.

Dall'analisi effettuata risulta che lo *Stand density index* additivo, pur presentando una varianza minore, ha in realtà un andamento più irregolare dello *SDI* nella sua forma tradizionale; tuttavia l'analisi della varianza non ha individuato differenze significative tra i due gruppi di variabili ad un livello di confidenza del 95%.

Shaw (2000) suggerisce l'ipotesi che in popolamenti disetanei la differenza tra le due modalità di calcolo diventi più accentuata, e i suoi dati suggeriscono che in tali casi la formula additiva fornisca valori di *Stand density index* marcatamente inferiori ai valori tradizionali. Questa ipotesi è stata verificata analizzando l'andamento del rapporto tra i valori calcolati con i due metodi in ogni area di saggio. In una prima analisi, tale variabile è stata messa in relazione con lo stadio di sviluppo dei popolamenti, individuato nell'inventario in forma qualitativa (tabella 9.4); si è esaminato l'andamento della variabile rapporto nel campione totale (figura 9.7), per singole classi strutturali e raggruppando popolamenti coetanei e disetanei (figura 9.8).

Rapporto <i>SDI</i>	<i>N</i>	<i>Minimo</i>	<i>Massimo</i>	<i>Media</i>	<i>Deviazione std.</i>
Ceduo	2	0,799	0,866	0,832	0,033
Ceduo inv.	5	0,895	0,936	0,912	0,047
F. disetanea	40	0,799	0,991	0,912	0,015
F. coetanea	33	0,859	0,987	0,942	0,040
Irregolare	1	0,920	0,920	0,920	.
Perticaia	3	0,891	0,965	0,938	0,031
Spessina	3	0,957	0,992	0,973	0,041
Non rilevata	86	0,820	0,982	0,916	0,033
Totale	173	0,799	0,992	0,921	0,038

Tabella 9.4 – Rapporto tra i due *SDI* nelle diverse classi strutturali e nel campione complessivo.

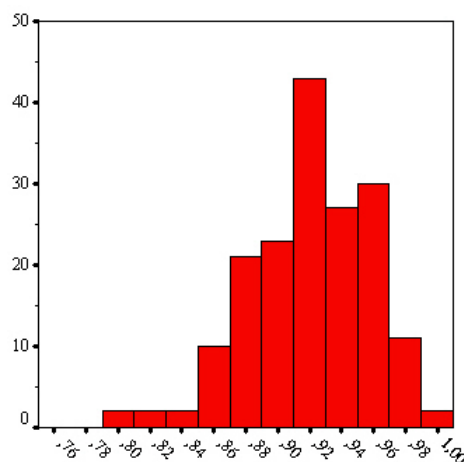


Figura 9.7 – Distribuzione di frequenza per classi di rapporto tra i due *SDI* nel campione complessivo.

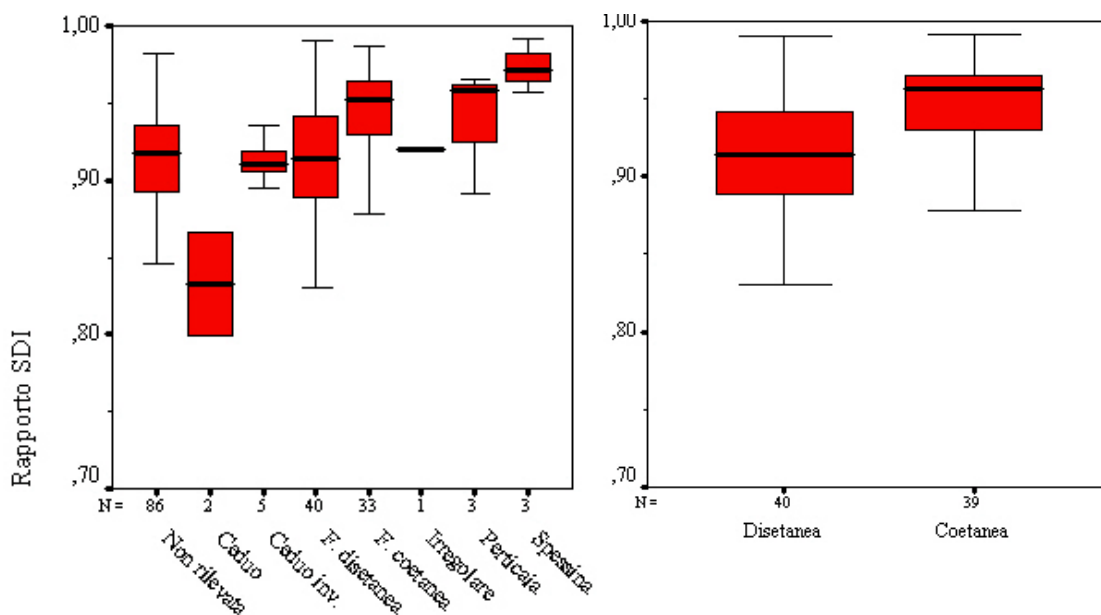


Figura 9.8 – Diagrammi a scatola per i rapporto tra i due *SDI* nelle diverse classi strutturali e in popolamenti disetanei o coetanei.

L'analisi effettuata fornisce eloquenti indicazioni riguardo ai metodi di calcolo dello *Stand density index*. La distribuzione della variabile rapporto tra le due formulazioni presenta un minimo di 0,779 e un massimo di 0,992, ed ha frequenze più elevate per valori compresi tra il 0,90 e 0,96. Nei cedui invecchiati (dati poco numerosi) la differenza tra i metodi di calcolo si presenta più moderata che in quelli maturi; nelle fustaie tale differenza appare meno accentuata in popolamenti coetanei, in particolare nelle spessine (dove assume valori tra 0,957 e 0,992, ma i dati disponibili non sono sufficientemente numerosi), e più marcata in popolamenti disetanei, dove può variare da 0,799 a 0,991 (in media 0,912). Tale assunto è stato verificato tramite analisi della varianza (tabella 9.5), che ha dimostrato l'esistenza di differenze significative tra le medie della variabile rapporto in popolamenti disetanei e coetanei, per un livello di confidenza del 95 e del 99%.

	N	Media	Deviazione std.	Errore std.	Intervallo di confidenza 95% per la media		Minimo	Massimo
					Limite inferiore	Limite superiore		
Disetanei	40	0,913	0,041	0,006	0,900	0,926	0,799	0,991
Coetanei	39	0,944	0,032	0,005	0,934	0,955	0,859	0,992
Totale	79	0,928	0,040	0,004	0,920	0,937	0,799	0,992

	Somma dei quadrati	df	Media dei quadrati	F	Sig.
Fra gruppi	0,020	1	0,020	15,029	0,000
Entro gruppi	0,102	77	0,001		
Totale	0,122	78			

Tabella 9.5 – ANOVA tra i valori della variabile rapporto in popolamenti disetanei e coetanei.

Le tendenze individuate sono state affiancate da un'analisi della struttura di tipo quantitativo, che ha preso in esame l'asimmetria (*skewness*) della distribuzione dei diametri in ogni area di saggio (tabella 9.6). Si è valutato innanzitutto l'andamento nel campione della asimmetria (figura 9.9), che presenta frequenze elevate per le classi che vanno da 0,50 a 1,75 e varia da -1,29 a 4,17, con media di 1,03. I valori positivi indicano una distribuzione dei diametri spostata verso sinistra, quindi una struttura a maggior grado di disetaneità (elevata frequenza dei diametri più piccoli).

	<i>N</i>	<i>Minimo</i>	<i>Massimo</i>	<i>Media</i>	<i>Deviazione std.</i>
<i>Skewness</i>	173	-1,29	4,17	1,03	0,916

Tabella 9.6 – Asimmetria delle distribuzioni dei diametri nel campione considerato.

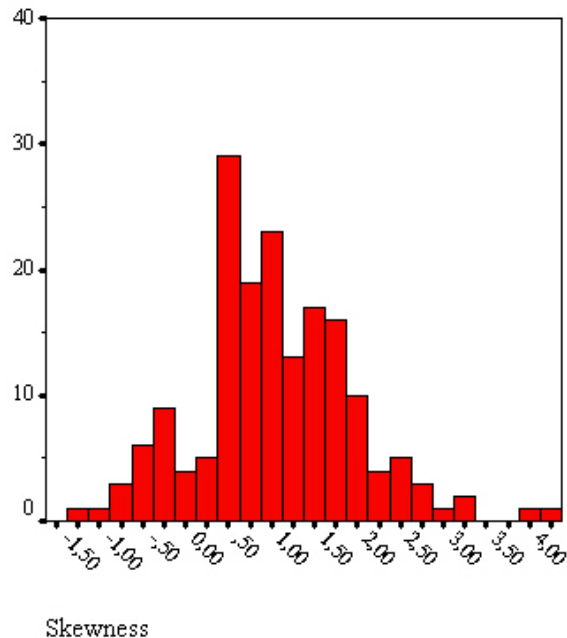


Figura 9.9 – Asimmetria delle distribuzioni dei diametri nel campione considerato; frequenze per classi.

Successivamente si è elaborata una correlazione tra l'asimmetria della distribuzione diametrica e il rapporto tra i due *Stand density index* calcolati per ogni area (tabella 9.7). L'indice di correlazione di $-0,760$ dimostra una proporzionalità inversa tra queste variabili; più aumenta l'asimmetria, cioè il grado di disetaneità del popolamento, più il rapporto diminuisce, cioè lo *Stand density index* calcolato con la formula additiva si discosta da quello tradizionale verso il basso. Tale relazione (figura 9.10) conferma la tendenza precedentemente individuata all'esame del rapporto tra gli *SDI* nei diversi assetti strutturali. Il modello individuato con la correlazione è ottimo, dal momento che il test a una coda (la direzione della relazione era già stata individuata qualitativamente) fornisce un livello di significatività del 99%.

		<i>Skewness</i>	<i>Rapporto SDI</i>
<i>Skewness</i>	Correlazione di Pearson	1	$-0,760^{**}$
	Sig. (1-coda)	.	0,000
	N	173	173

** La correlazione è significativa al livello 0,01 (1-coda).

Tabella 9.7 – Correlazione tra *skewness* delle distribuzioni dei diametri e variabile rapporto nel campione.

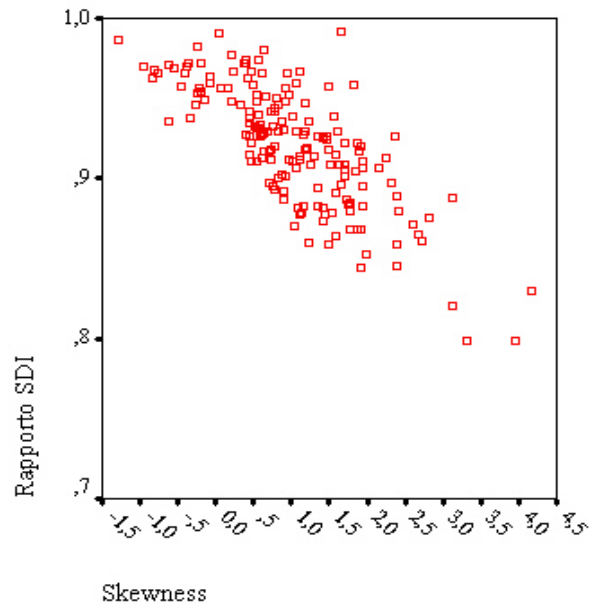


Figura 9.10 – Relazione di proporzionalità inversa tra variabile rapporto e simmetria delle distribuzioni dei diametri nel campione considerato.

Come precedentemente illustrato, la ricerca della massima relazione dimensione-densità per l'abete bianco è stata rivolta ad un sottocampione di 77 aree di saggio, scelte in base al grado di purezza della specie. Si sono considerate adeguate per il calcolo dello *Stand density index* massimo, originariamente sviluppato per boschi *fully stocked* puri e coetanei, solo le aree in cui l'abete fosse presente in misura superiore all'80% rispetto all'area basimetrica totale; il presupposto della coetaneità perde invece la sua rilevanza se lo *SDI* viene calcolato con la formula additiva, adatta anche a popolamenti disetanei. La tabella 9.8 riassume le caratteristiche strutturali dei popolamenti presi in esame; gli allegati 2A e 2B mostrano la loro distribuzione sul territorio, con particolare riferimento alla Valle Pesio.

	<i>N</i>	<i>Minimo</i>	<i>Massimo</i>	<i>Media</i>	<i>Deviazione std.</i>
Quota (m)	77	850	1840	1416,10	218,413
Copertura (%)	77	40	100	75,65	15,225
N/ha	77	150	2011	626,04	328,535
G/ha (m2)	77	3,076	85,594	40,133	17,660
D medio (cm)	77	9,6	48,4	29,3	7,371
N% abete	77	25,00	100,00	74,83	22,081
G% abete	77	80,47	100,00	93,05	6,274
<i>SDI</i>	77	91	1534	761,85	313,574
<i>SDI</i> additivo	77	91	1431	709,65	295,237

Tabella 9.8 – Parametri dendrometrici e strutturali di sintesi del sottocampione di popolamenti puri.

Le aree individuate sono caratterizzate da una distribuzione territoriale non uniforme, essendo concentrate prevalentemente in Valle Pesio, Valle Maira e Valle Stura. Esse presentano una densità media di 626 piante ad ettaro (campo di variazione 150-2011), un diametro medio variabile tra 9,6 e 48,4 cm e un grado di purezza medio per l'abete bianco pari al 93,05% in termini di area basimetrica. Lo *Stand density index* nella forma additiva è compreso tra 91 e 1431, con una media di 709,65.

Reineke (1933) postulò per la relazione tra diametro medio e densità di tutte le specie una pendenza di -1,605 su scala logaritmica. Allo scopo di valutare questa ipotesi, i popolamenti del sottocampione sono stati rappresentati su un grafico di tale tipo; su di esso è stata tracciata la massima retta di autodiradamento, calcolata in base alla pendenza di Reineke e al massimo *Stand density index* individuato nel sottocampione (figura 9.11). Il modello è rappresentato sia nella sua forma esponenziale che in quella logaritmica; secondo quest'ultima, le massime combinazioni di diametro medio e densità nei popolamenti considerati seguono la relazione

$$(9.1) \quad \log N = 5,429 - 1,605 \log d_m$$

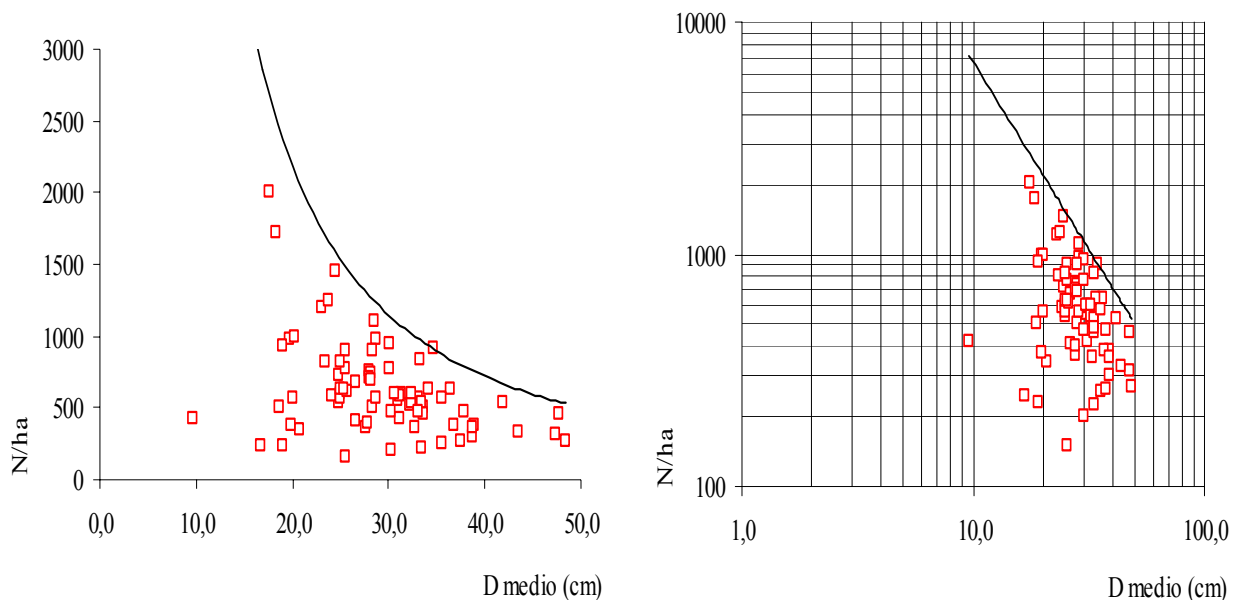


Figura 9.11 – Relazione massima tra diametro medio e densità nel sottocampione secondo Reineke, in forma esponenziale e logaritmica.

La valutazione della bontà di questo modello è affidata all'analisi dei residui, effettuata visivamente e mediante il test statistico di Durbin-Watson. La distribuzione dei residui studentizzati rispetto al diametro medio (variabile indipendente), come è naturale, non si colloca in modo casuale intorno allo zero, poiché la relazione individuata sottende tutti i popolamenti; tuttavia, tale distribuzione (figura 9.12) sembra mostrare un andamento crescente per valori maggiori della variabile indipendente. Il test di Durbin-Watson conferma che i residui hanno un andamento non casuale (il valore di D è 0,022 contro un valore critico inferiore di 1,528 al livello di confidenza del 95%), fatto che dimostra lo scarso adattamento ai dati della relazione e giustifica la ricerca di un nuovo valore per la pendenza della linea di autodiradamento.

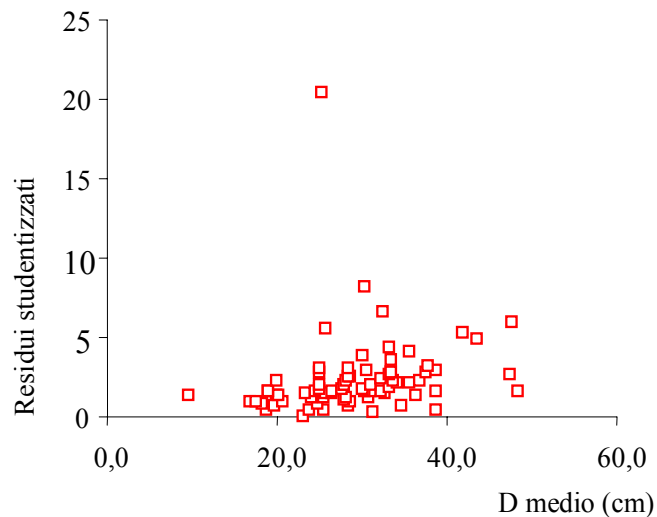


Figura 9.12 – Distribuzione dei residui della relazione massima diametro medio-densità nel sottocampione.

Il nuovo valore per la pendenza della relazione massima tra densità e diametro medio è stato determinato mediante regressione lineare dei dati in scala logaritmica. Il capitolo precedente illustra la metodologia seguita per avvicinare il più possibile il campione alla condizione di *full stocking*, indispensabile per valutare la relazione massima; sono state individuate 19 classi secondo il logaritmo della densità, e per ogni classe si è preso in considerazione solo il dato corrispondente al maggiore diametro medio. Le tabelle da 9.9 a 9.13 illustrano i risultati della regressione lineare tra il logaritmo della densità e il logaritmo del diametro medio per i dati esaminati; il modello è rappresentato graficamente alla figura 9.13.

	<i>Media</i>	<i>Deviazione std.</i>	<i>N</i>
log N/ha	2,7347	0,32495	19
log D medio	1,5091	0,12752	19

Tabella 9.9 – Regressione lineare tra i logaritmi del diametro medio e della densità. Riepilogo dei valori.

		<i>log N/ha</i>	<i>log D medio</i>
Correlazione di Pearson	log N/ha	1,000	-0,585
	log D medio	-0,585	1,000
Sig. (1-coda)	log N/ha	.	0,004
	log D medio	0,004	.
N	log N/ha	19	19
	log D medio	19	19

Tabella 9.10 – Regressione lineare tra i logaritmi del diametro medio e della densità. Correlazioni preliminari.

<i>Modello</i>	<i>R</i>	<i>R-quadrato</i>	<i>R-quadrato corretto</i>	<i>Errore std. della stima</i>	<i>Durbin-Watson</i>
1	0,585(a)	0,342	0,304	0,27114	0,294

a Stimatori: (Costante), log D medio

Tabella 9.11 – Regressione lineare tra i logaritmi del diametro medio e della densità. Riepilogo del modello; variabile dipendente: log N/ha.

<i>Modello</i>	<i>B</i>	<i>Errore std.</i>	<i>t</i>	<i>Sig</i>	<i>Intervallo di confidenza per B al 95%</i>		
					<i>Limite inferiore</i>	<i>Limite superiore</i>	
1	(Costante)	4,985	0,759	6,569	0,000	3,384	6,586
	log D medio	-1,491	0,501	-2,976	0,008	-2,549	-0,434

Tabella 9.12 – Regressione lineare tra i logaritmi del diametro medio e della densità. Coefficienti; variabile dipendente: log N/ha.

<i>Modello</i>		<i>Somma dei quadrati</i>	<i>df</i>	<i>Media dei quadrati</i>	<i>F</i>	<i>Sig.</i>
1	Regressione	0,651	1	0,651	8,854	0,008(a)
	Residuo	1,250	17	0,074		
	Totale	1,901	18			

a Stimatori: (Costante), log D medio

Tabella 9.13 – Regressione lineare tra i logaritmi del diametro medio e della densità. Analisi della varianza; variabile dipendente: log N/ha.

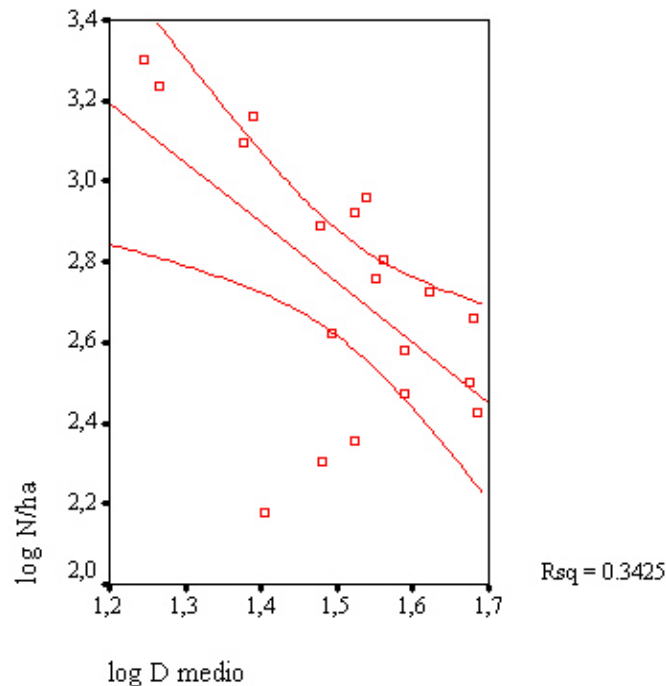


Figura 9.13 – Regressione lineare tra i logaritmi del diametro medio e della densità. Rappresentazione grafica del modello con intervalli di confidenza al 95%.

La correlazione preliminare dimostra l'esistenza di una relazione di proporzionalità inversa tra le variabili considerate ad un livello di confidenza del 99%; il coefficiente di determinazione della regressione è 0,342 (R^2 corretto 0,304), l'errore standard di stima è 0,271. I coefficienti individuati sono rispettivamente 4,985 e -1,491 per l'intercetta e la pendenza. Quest'ultima è variabile da -2,549 a -0,434 per un livello di confidenza del 95%; dal grafico risulta che il modello così individuato comprende la maggior parte dei dati. L'*ANOVA* sulla regressione dimostra la bontà del modello, che è in grado di spiegare una parte della variabilità totale dei dati significativamente superiore a quella dovuta al caso (livello di confidenza del 99%). Il buon adattamento della relazione individuata ai dati sperimentali è dimostrato anche dall'analisi dei residui, riepilogata dalla tabella 9.14 e dalle figure 9.14 e 9.15. La distribuzione di frequenza dei residui standardizzati è paragonabile a quella normale; i residui sono collocati in modo piuttosto simmetrico rispetto ai valori attesi della variabile dipendente e non presentano un andamento a questi correlato.

	<i>Minimo</i>	<i>Massimo</i>	<i>Media</i>	<i>Deviazione std.</i>	<i>N</i>
Valore atteso	2,473	3,127	2,735	,190	19
Valore atteso std.	-1,378	2,065	0,000	1,000	19
Errore standard dei valori attesi	0,063	0,146	0,084	0,025	19
Valore atteso corretto	2,449	3,056	2,728	,183	19
Residuo	-0,713	0,269	0,000	0,263	19
Residuo std.	-2,628	0,993	0,000	0,972	19
Residuo stud.	-2,754	1,022	0,011	1,017	19

Tabella 9.14 – Regressione lineare tra i logaritmi del diametro medio e della densità. Analisi dei residui; variabile dipendente: log N/ha.

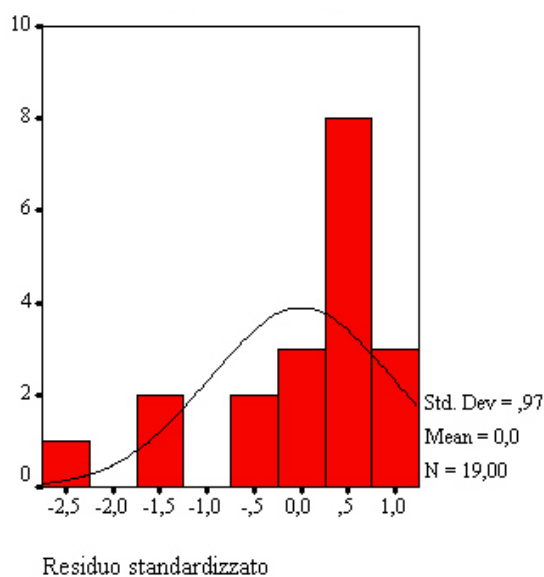


Figura 9.14 – Regressione lineare tra i logaritmi del diametro medio e della densità. Distribuzione di frequenza dei residui standardizzati; variabile dipendente: log N/ha.

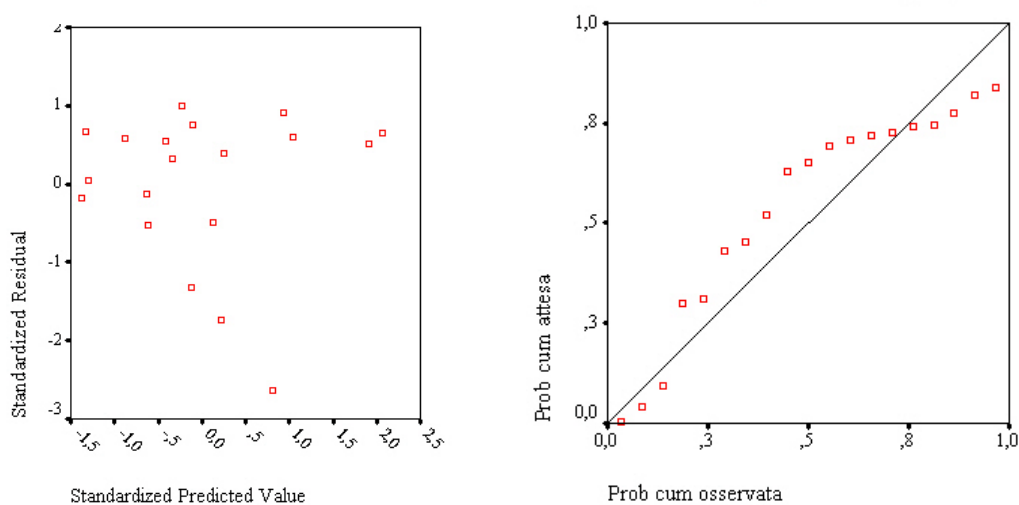


Figura 9.15 – Regressione lineare tra i logaritmi del diametro medio e della densità. Grafico di normalità p-p e residui standardizzati in funzione della variabile dipendente (log N/ha).

Poiché la relazione ricercata è quella massima, si è reso necessario spostare verticalmente la linea di regressione fino a sottendere tutti i dati esaminati; mantenendo inalterato il valore della pendenza, si è cioè fatto in modo che la retta transitasse per il punto con la massima distanza positiva da essa. Il modello individuato è rappresentato alle figura 9.16 nella forma esponenziale e logaritmica; secondo quest'ultima, la sua equazione è

$$(9.2) \quad \log N = 5,254 - 1,491 \log d_m$$

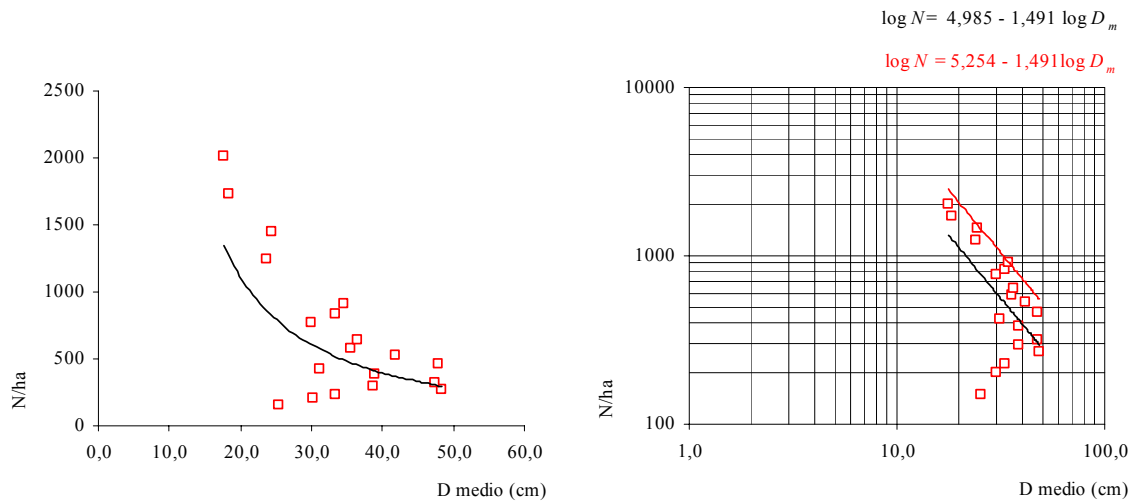


Figura 9.16 – Relazione massima tra diametro medio e densità nel campione considerato, in forma esponenziale e logaritmica.

Sulla base delle analisi fin qui effettuate, è stato calcolato nuovamente lo *Stand density index* additivo di ciascuna area del campione modificando la formula di Shaw (2000) con la nuova pendenza considerata:

$$(9.3) \quad SDI = \sum \left(\frac{d_i}{d_s} \right)^{1,491}$$

L'influenza dalla nuova relazione sullo *Stand density index* è stata valutata attraverso l'analisi della varianza degli *SDI* additivi calcolati in ciascuna area di saggio in base alle due relazioni (tabella 9.17). Lo *Stand density index* medio calcolato in base al nuovo modello risulta minore di circa 28 unità rispetto allo *SDI* additivo calcolato con il modello tradizionale, con una differenza cioè del 3,9%. Tale differenza, rappresentata in figura 9.17, non è però significativa al livello di confidenza del 95%.

Gruppi	Conteggio	Media	Deviazione std.
SDI	173	116997,6	676,2868
SDI additivo	173	121779,6	703,9285

	Somma dei quadrati	df	Media dei quadrati	F	Sig.
Fra gruppi	66091,19	1	66091,19	0,795173	0,373164
Entro gruppi	28591715	344	83115,45		
Totale	28657806	345			

Tabella 9.17 – ANOVA tra i valori di *Stand density index* additivo ottenuti mediante i due modelli di relazione massima tra diametro medio e densità.

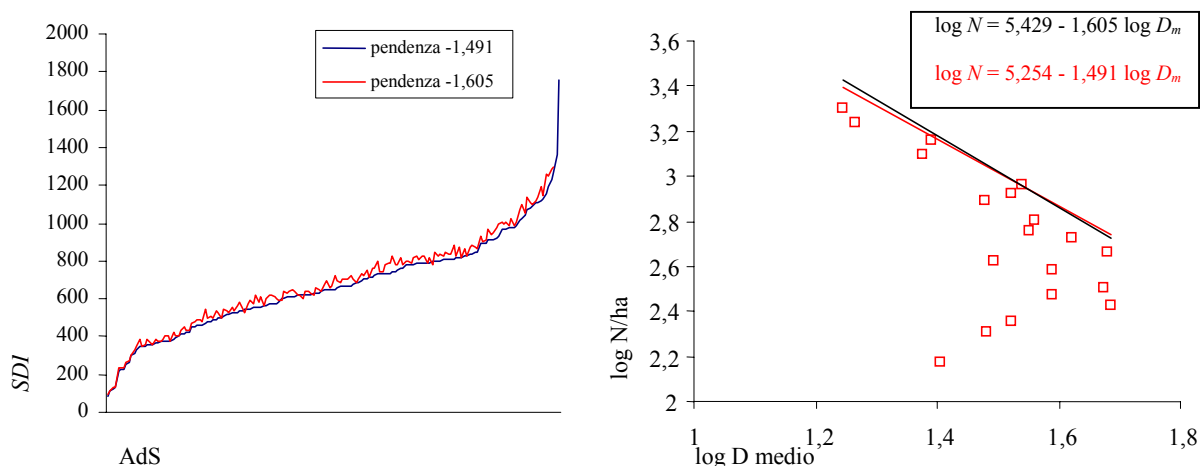


Figura 9.17 – Valori di *Stand density index* additivo ottenuti mediante i due modelli di relazione massima tra diametro medio e densità; a destra sono messi a confronto i due modelli precedentemente descritti.

Si è quindi valutata la densità relativa dei popolamenti, rapportando il valore di *SDI* di ogni area con il massimo calcolato nell'ambito del sottocampione puro, delle abetine e del campione complessivo (tabella 9.18).

	N	Minimo	Massimo	Media	Deviazione std.
SDI campione	172	82	1751	667,43	257,270
SDI campione %	172	4,66	100,00	38,11	14,691
SDI sottocampione	77	82	1359	676,43	281,363
SDI sottocampione %	77	6,00	100,00	49,78	20,706
SDI abetine	149	82	1359	660,30	248,987
SDI abetine %	149	6,00	100,00	48,59	18,324
SDI campione/sottocampione	173	6,00	161,93	49,77	20,736

Tabella 9.18 – *Stand density index* additivo modificato per i diversi campioni considerati.

Lo *Stand density index* massimo nel campione totale risulta essere 1751, con densità relative variabili dal 4,66 al 100%; questo valore supera del 28% lo *SDI* massimo individuato nel sottocampione puro, dove il parametro varia da 77 a 1359. L'ultimo valore rappresenta il massimo anche nell'ambito delle sole abetine. Rispetto allo *SDI* massimo del sottocampione, considerato indicativo del massimo raggiungibile dalla specie in purezza, il campione totale dei popolamenti a partecipazione di abete bianco ha densità relative variabili dal 6 al 162%. Tali risultati sono stati ulteriormente approfonditi analizzando la distribuzione di frequenza delle densità relative riscontrate in ogni campione (tabella 9.18); le diverse classi di densità relativa sono state individuate sulla base delle indicazioni di Long (1985). La maggioranza dei valori si concentra in tutti i campioni in densità relative comprese tra il 35 e il 60%, classe che raccoglie oltre il 50% dei dati di ciascun campione. La distribuzione ha una forma a campana (figura 9.18), con frequenze elevate per le densità relative più basse solamente nel campione totale (42% dei dati con densità relativa inferiore al 35%). Densità relative superiori all'80% sono assai poco rappresentate.

<i>Densità relativa</i>	0-25%	25-35%	35-60%	60-80%	80-100%	> 100%
Campione	18,60	23,26	50,58	6,98	0,58	0,00
Sottocampione	11,69	7,79	55,84	15,58	9,09	0,00
Abetine	7,38	14,77	55,70	16,11	6,04	0,00
Campione/sottocampione	6,94	15,03	54,91	16,18	5,78	1,16

Tabella 9.18 – Densità relativa nei campioni considerati, frequenze percentuali per classi.

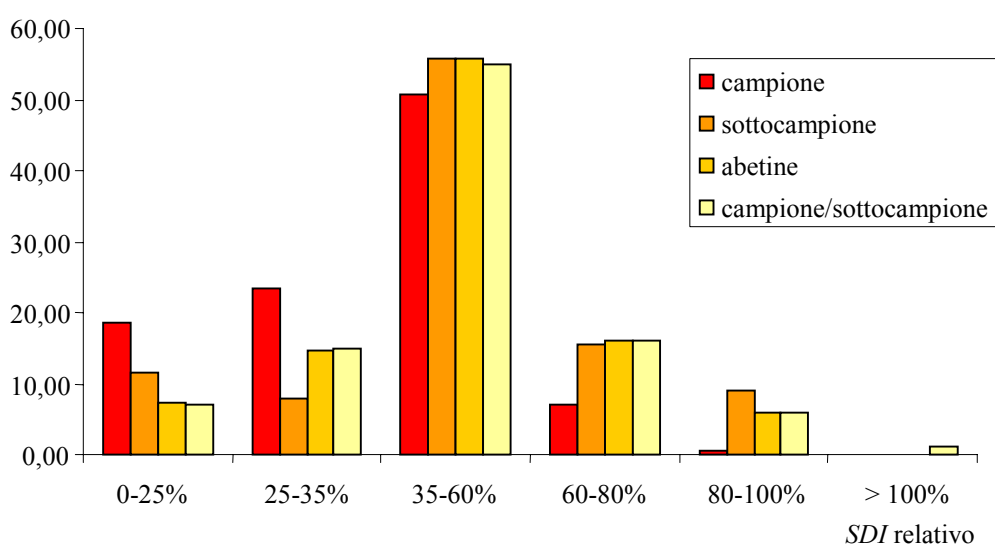


Figura 9.18 – Densità relativa nei campioni considerati, frequenze percentuali per classi.

La linea corrispondente allo *Stand density index* massimo per il sottocampione puro e per le abetine (i valori si equivalgono) è stata tracciata sul grafico densità-diametro medio in scala logaritmica e confrontata con i livelli di *Stand density index* notevoli inizialmente individuati da Reineke (1933) e ricalcolati in base al nuovo modello proposto dalla ricerca (figura 9.19). Le rette identificano *SDI* di 2470, 2223, 1976, 1729, 1482 e 1235, rispettivamente corrispondenti a uno *Stand density index* di 1000, 900, 800, 700, 600 e 500 in unità di misura anglosassoni.

La capacità dello *Stand density index* di rappresentare le caratteristiche dei popolamenti è stata testata sviluppando correlazioni esplorative tra il valore di *SDI* additivo massimo del campione totale, del sottocampione puro e delle abetine con variabili stazionali e strutturali quali la quota, l'area basimetrica ad ettaro, la copertura, il contributo dell'abete bianco in termini di numero di piante ed area basimetrica, il grado di disetaneità (*skewness* della distribuzione diametrica), la fertilità stazionale delle abetine e l'entità della rinnovazione (tabella 9.19). Si è fatto uso dell'analisi di correlazione poiché i rapporti di causa ed effetto che legano lo *SDI* a queste variabili sono complessi e diversificati, e non è stato possibile qualificare lo *Stand density index* univocamente come variabile dipendente o indipendente. I coefficienti di correlazione che si sono rivelati significativi ad un livello di confidenza del 99% (test a due code) sono quelli che legano lo *SDI* alla copertura percentuale e all'area basimetrica ad ettaro (proporzionalità diretta) e alla *skewness* (proporzionalità inversa), quest'ultima nel caso del sottocampione puro e delle abetine. Ad un livello di confidenza del 95% si sono dimostrate significative anche le correlazioni tra lo *SDI* e la quota per il sottocampione puro (coefficiente di correlazione -0,235) e tra lo *SDI* e la consistenza numerica della rinnovazione.

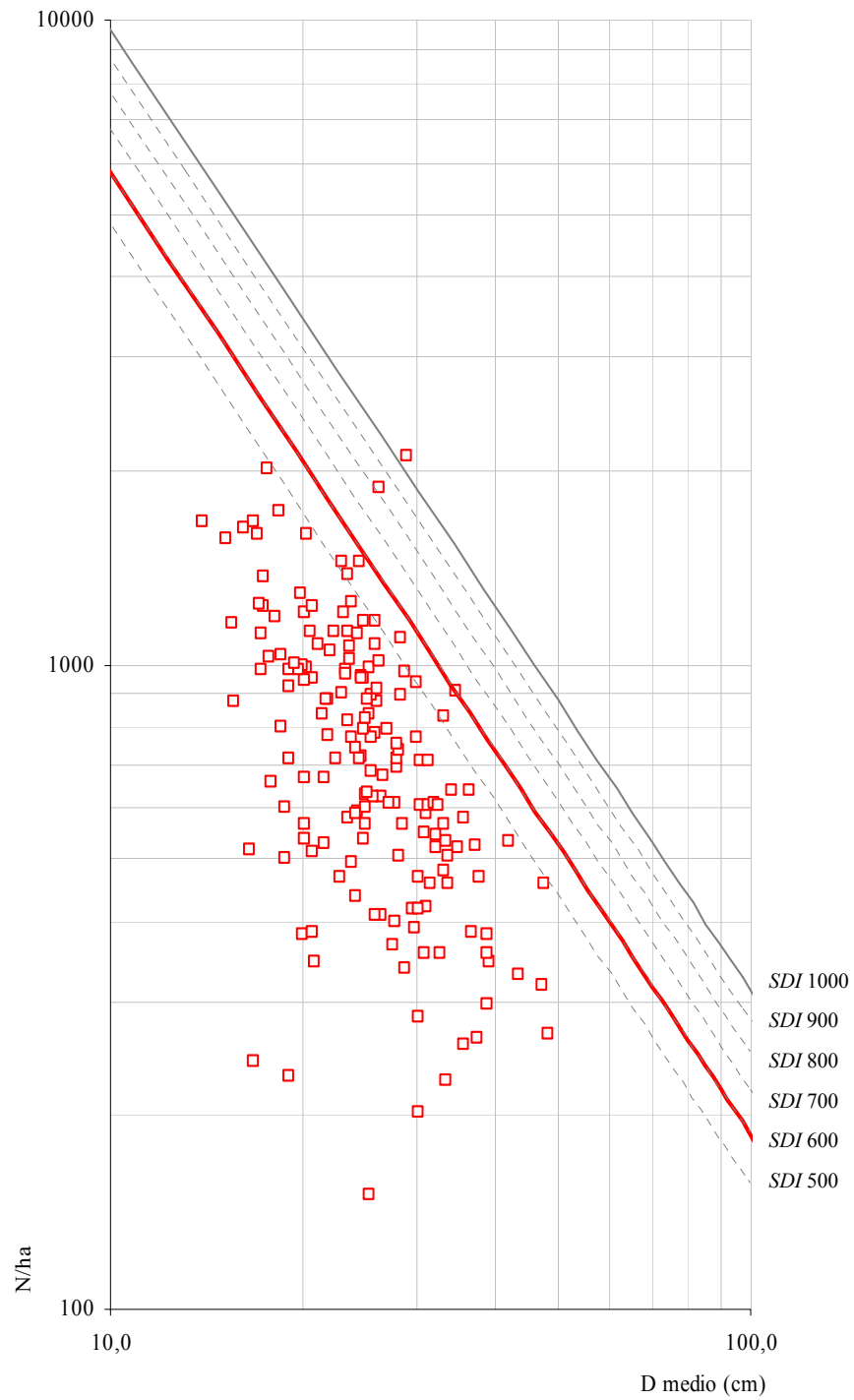


Figura 9.19 – Massima relazione densità-diametro medio nel campione esaminato (abetine) e valori notevoli di *SDI*, espressi in unità di misura anglosassoni.

		<i>SDI campiono</i>	<i>SDI sottocampione</i>	<i>SDI abetine</i>
Quota	Correlazione di Pearson	-0,086	-0,235*	-0,156
	Sig. (2-code)	0,261	0,040	0,056
	N	172	77	149
Copertura	Correlazione di Pearson	0,238**	0,430**	0,274**
	Sig. (2-code)	0,002	0,000	0,001
	N	172	77	149
G/ha	Correlazione di Pearson	0,956**	0,967**	0,958**
	Sig. (2-code)	0,000	0,000	0,000
	N	172	77	149
G% abete	Correlazione di Pearson	0,082	0,078	0,127
	Sig. (2-code)	0,286	0,502	0,122
	N	172	77	149
N% abete	Correlazione di Pearson	0,078	0,092	0,107
	Sig. (2-code)	0,306	0,426	0,196
	N	172	77	149
<i>Skewness</i>	Correlazione di Pearson	-0,113	-0,367**	-0,215**
	Sig. (2-code)	0,139	0,001	0,008
	N	172	77	149
Rinnovazione	Correlazione di Pearson	-0,161*	-0,194*	-0,185*
	Sig. (2-code)	0,034	0,091	0,024
	N	172	77	149
Classe di fertilità	Correlazione di Pearson	0,030	0,143	0,051
	Sig. (2-code)	0,731	0,238	0,559
	N	130	70	132

** La correlazione è significativa al livello 0,05 (2-code).

* La correlazione è significativa al livello 0,01 (2-code).

Tabella 9.19 – Correlazioni tra lo *Stand density index* e le variabili strutturali dei popolamenti.

Le correlazioni più significative ed importanti ai fini della presente ricerca sono ritenute quelle tra lo *Stand density index* e la quota, la disetaneità dei popolamenti, il contributo di abete bianco in ciascuna area. Tali relazioni sono state approfondite elaborando le rispettive regressioni lineari; nel caso di quota e disetaneità il loro impatto sullo *SDI* è stato testato sia singolarmente che contemporaneamente (regressione lineare multipla). L'area basimetrica e la copertura sono state escluse da ulteriori analisi poiché la loro correlazione con lo *SDI*, che è un indice di densità, è ovvia e non fornisce informazioni utili. È possibile tuttavia apprezzare che la chiusura completa delle chiome (copertura del 100%) avviene in media ad una densità relativa del 54%, ma in alcuni popolamenti si verifica già a densità relative comprese tra il 16% e il 33%.

L'analisi della regressione lineare tra *Stand density index* ed entità della rinnovazione non è stata condotta poiché i dati disponibili raccolgono in questa categoria tutti i soggetti di avvenire rilevati sotto la soglia di cavallettamento, senza indicarne la composizione specifica ma solamente indicando la specie prevalente. I diagrammi a scatola di figura 9.20 consentono una analisi visiva immediata delle tendenze esaminate. Tra le variabili rappresentate è stata inclusa anche la rinnovazione, che nel suo complesso si presenta minore per *Stand density index* più elevati e maggiore per densità più moderate, in particolare per frequenze superiori ai 300 individui per ettaro. Il raffronto tra *Stand density index* delle abetine e classe di fertilità, determinata in base al tipo forestale individuato in ciascun popolamento, non mostra invece una relazione di rilievo tra queste due variabili, come confermato dall'analisi di correlazione riportata in precedenza. Anche la rappresentazione cartografica non mostra una particolare dipendenza dello *SDI* dalla fertilità dei popolamenti (allegato 2C).

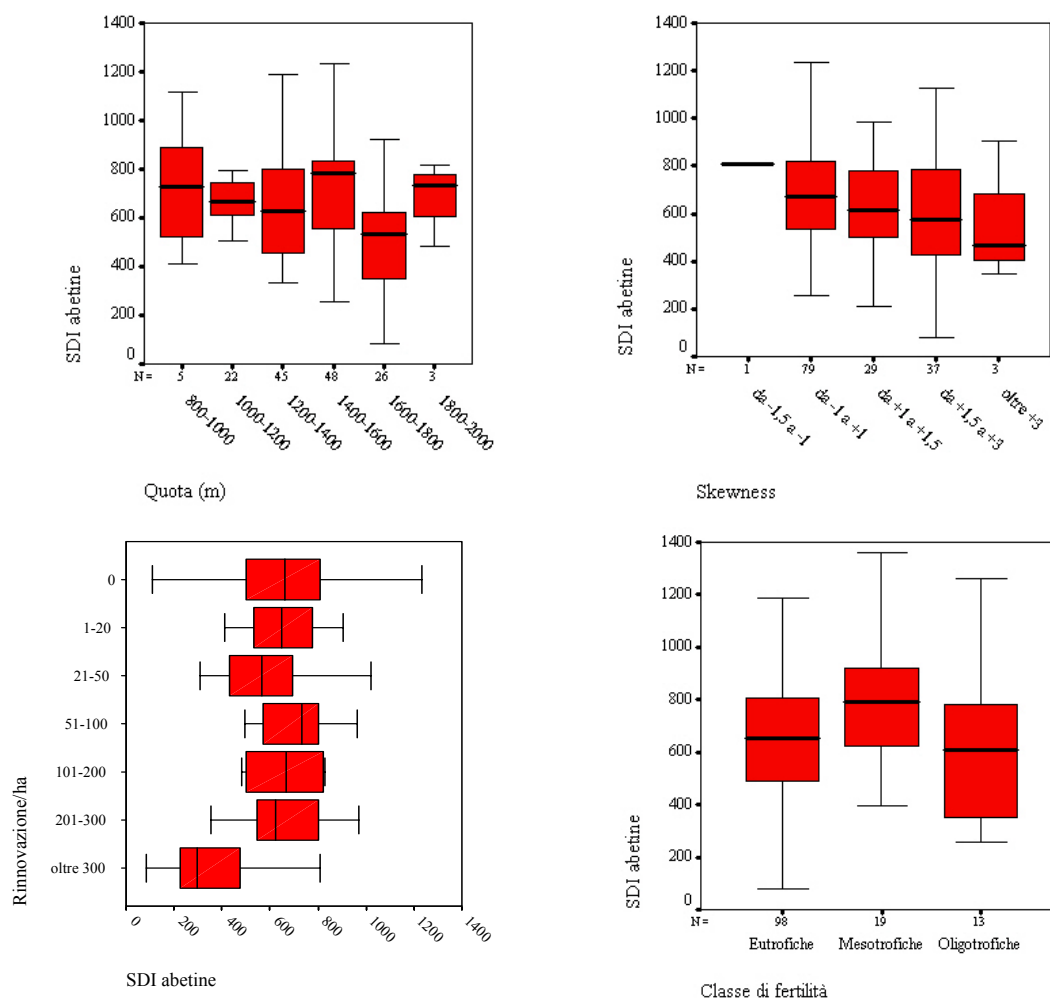


Figura 9.20 – Diagrammi a scatola per lo *SDI* delle abetine in differenti classi di quota, *skewness* della distribuzione diametrica, fertilità e secondo le frequenze ad ettaro di rinnovazione (tutte le specie).

Le tabelle 9.20 – 9.22 riportano l’analisi di regressione effettuata tra lo *Stand density index* e le variabili quota e *skewness* (grado di disetaneità), considerate dapprima in modelli distinti e quindi nella loro azione combinata. Rispetto ad entrambe queste variabili lo *SDI* ha un rapporto di proporzionalità inversa, diminuisce cioè al crescere della quota o della disetaneità dei popolamenti. Il modello di regressione multipla presenta un coefficiente di determinazione superiore ai modelli che prendono in considerazione una sola variabile, ma il valore di R^2 è sempre piuttosto basso (0,063) mentre l’errore standard di stima è elevato (241,00 nell’ipotesi migliore). Questo è dovuto probabilmente all’elevata dispersione dei dati (figura 9.21); l’*ANOVA* sulla regressione ha dimostrato la significatività al 95% e 99% per i modelli in cui compare la *skewness*, ma non per quello che comprende come stimatore solamente la quota. La variabile dipendente è sempre lo *SDI* nelle abetine, che rappresenta il campione più interessante ai fini di tale analisi.

Modello	R	R-quadrato	R-quadrato corretto	Errore std. della stima
1	,156(a)	0,024	0,018	246,76196
2	,215(b)	0,046	0,040	243,96906
3	,275(c)	0,076	0,063	241,00376

a Stimatori: (Costante), Quota

b Stimatori: (Costante), *Skewness*

c Stimatori: (Costante), Quota, *Skewness*

Tabella 9.20 – Regressione lineare tra *SDI* nelle abetine, quota e *skewness*. Riepilogo dei modelli.

Modello		Coefficienti non standardizzati		Coefficienti standardizzati		
		B	Errore std.	Beta	t	Sig.
1	(Costante)	920,781	137,268		6,708	0,000
	Quota	-0,185	0,096	-0,156	-1,919	0,057
2	(Costante)	716,476	28,997		24,709	0,000
	<i>Skewness</i>	-58,538	21,891	-0,215	-2,674	0,008
3	(Costante)	1005,822	137,351		7,323	0,000
	Quota	-0,203	0,094	-0,172	-2,154	0,033
	<i>Skewness</i>	-61,721	21,676	-0,227	-2,848	0,005

Tabella 9.21 – Regressione lineare tra *SDI* nelle abetine, quota e *skewness*. Coefficienti.

Modello		Somma dei quadrati	df	Media dei quadrati	F	Sig.
1	Regressione	224127,525	1	224127,525	3,681	0,057(a)
	Residuo	8951045,301	147	60891,465		
	Totale	9175172,826	148			
2	Regressione	425599,929	1	425599,929	7,150	0,008(b)
	Residuo	8749572,897	147	59520,904		
	Totale	9175172,826	148			
3	Regressione	695081,905	2	347540,953	5,984	0,003(c)
	Residuo	8480090,920	146	58082,815		
	Totale	9175172,826	148			

a Stimatori: (Costante), Quota

b Stimatori: (Costante), *Skewness*

c Stimatori: (Costante), Quota, *Skewness*

Tabella 9.22 – Regressione lineare tra *SDI* nelle abetine, quota e *skewness*. Analisi della varianza.

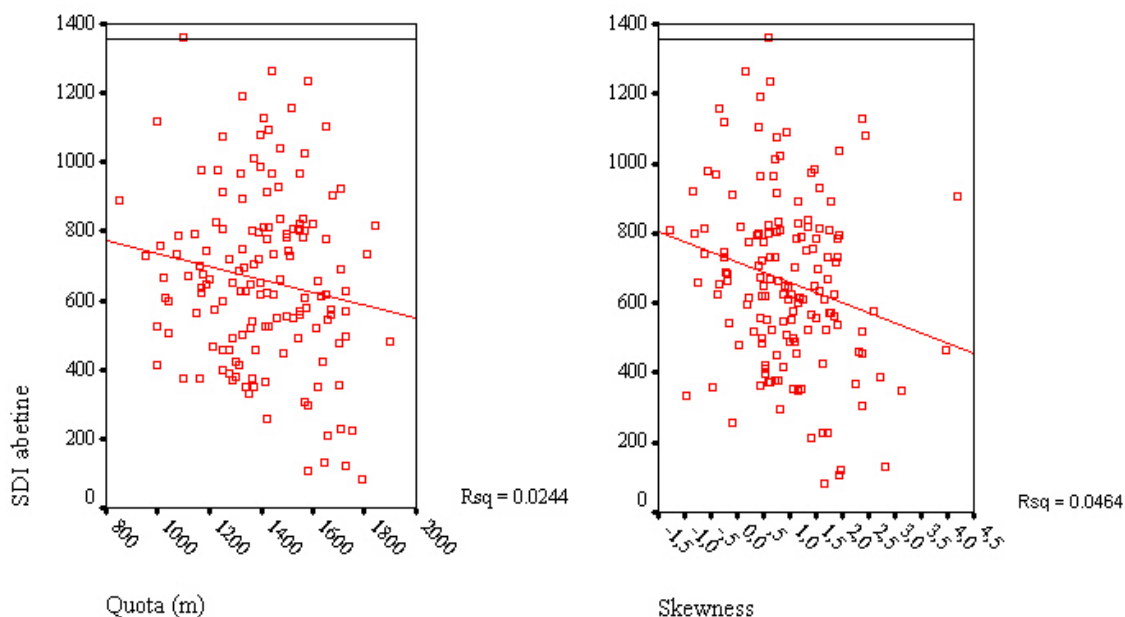


Figura 9.21 – Regressione lineare tra *SDI* e quota e tra *SDI* e *skewness* nelle abetine; è rappresentato lo *SDI* massimo precedentemente individuato (1359).

Si è voluta infine esaminare graficamente la relazione tra lo *Stand density index* e la composizione specifica dei popolamenti, valutando il contributo dell'abete bianco in termini di area basimetrica e numero di piante in ciascuna area di saggio (figura 9.22). Seppure non statisticamente qualificata, la relazione tra la percentuale di abete bianco sull'area basimetrica totale e lo *SDI* nel campione totale sembra mostrare una tendenza crescente, non individuata quando la composizione specifica è espressa in

funzione del numero di piante. Il fatto che una maggiore percentuale di abete consegua in *Stand density index* maggiori è confermato analizzando la relazione tra la composizione specifica (sempre secondo l'area basimetrica) e lo *Stand density index* nelle abetine, escludendo cioè i popolamenti in cui la presenza di altre specie può mascherare l'andamento ipotizzato. La figura 9.23 dimostra che considerando le sole abetine la relazione tra presenza di abete e *Stand density index* si fa più accentuata; al tempo stesso, considerando i popolamenti classificati in tipi forestali differenti (e tra questi le faggete, più rappresentate, a titolo di esempio), tale andamento risulta stazionario per una scarsa presenza di abete, mentre all'aumentare di quest'ultimo accenna a decrescere. Per quanto riguarda le faggete, lo *Stand density index* ha una media di 825 e varia da un minimo di 267 a un massimo di 1103; tale valore massimo, rappresentato in figura, può costituire un'ipotesi preliminare per lo studio dello *SDI* nel faggio, ma i dati considerati ai fini della presente ricerca sono troppo scarsi per sostenere qualsiasi affermazione in merito.

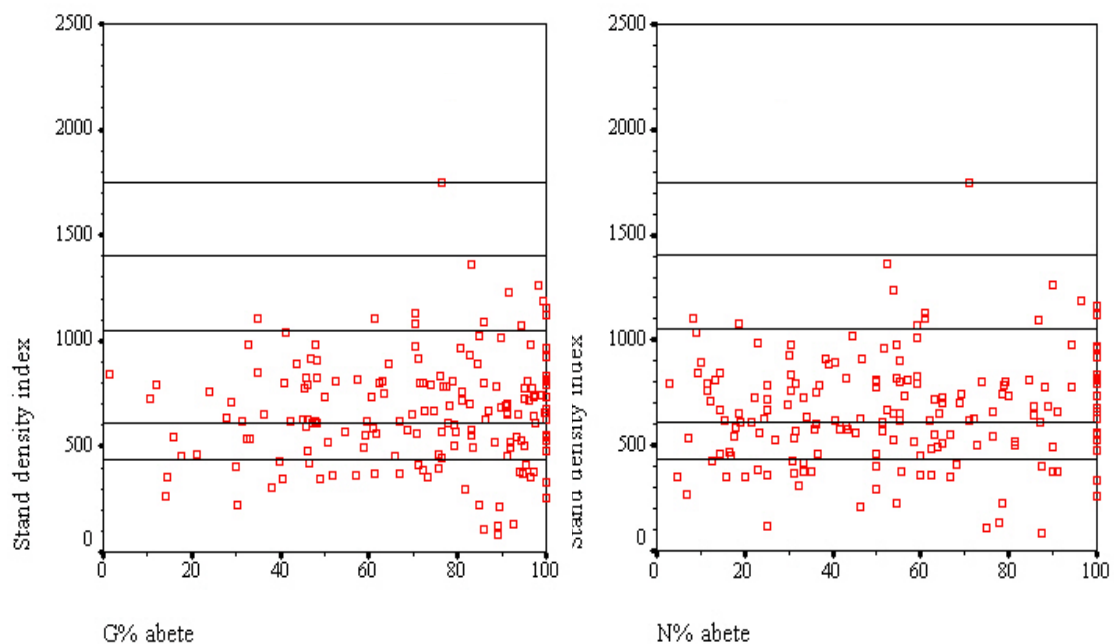


Figura 9.22 – *Stand density index* nel campione totale in funzione della presenza di abete bianco, espressa come percentuale dell'area basimetrica e del numero di piante ad ettaro. Sono rappresentate le linee corrispondenti allo *SDI* massimo per il campione totale (1751) e a densità relative dell'80%, 60%, 35% e 25%.

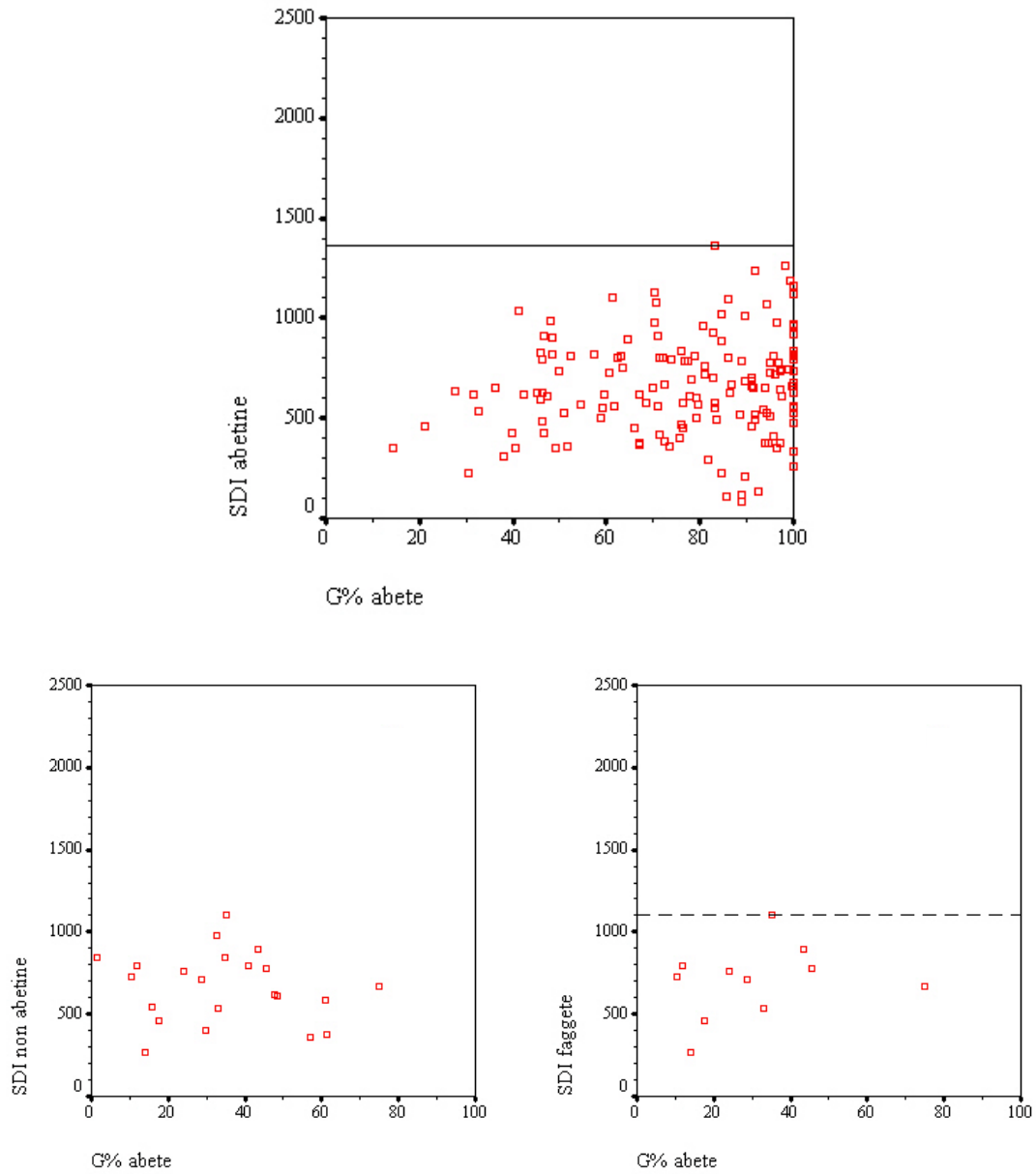


Figura 9.23 – *Stand density index* nel sottocampione di abetine (in alto), in tipi forestali diversi dall'abetina e nelle faggete in funzione della presenza di abete bianco, espressa come percentuale dell'area basimetrica e del numero di piante ad ettaro. Nel primo grafico è rappresentata le linea corrispondente allo *SDI* massimo per il sottocampione di abetine pure (1359), mentre per le faggete è tracciata la linea corrispondente al maggiore *SDI* riscontrato (1103) in questo tipo forestale.

10. Discussione dei risultati

Il campione esaminato si presenta piuttosto variabile per struttura e stadio di sviluppo, come dimostrato dall'ampia gamma di densità e aree basimetriche ad ettaro che caratterizzano i dati di inventario. Questo costituisce un presupposto positivo ai fini della ricerca, poiché le relazioni in essa individuate possono considerarsi valide per tutte le differenti situazioni e strutture rappresentate. I dati descrivono efficacemente la particolare situazione dei popolamenti di abete bianco nelle Alpi nord-occidentali: la struttura disetanea (più naturaliforme) e quella coetanea ricorrono infatti con eguale frequenza nel campione, a seconda del trattamento e della gestione cui in passato è stata sottoposta la specie.

Un secondo aspetto favorevole è rappresentato dal fatto che, pur nella citata variabilità strutturale, i popolamenti sono caratterizzati per la maggior parte da una copertura colma o quasi colma. Tale situazione, che deriva dalle caratteristiche ecologiche dell'abete bianco, è ritenuta ottimale per effettuare uno studio sulla competizione intraspecifica; nella maggior parte dei popolamenti esistono infatti le condizioni perché questa possa instaurarsi ed esercitare i suoi effetti, similmente a quanto avveniva nel campione di popolamenti *fully stocked* scelti da Reineke (1933). A tale proposito anche l'età dei popolamenti gioca un ruolo importante: i dati strutturali disponibili sembrano confermare la situazione descritta in precedenza, con boschi che si presentano in fase avanzata di evoluzione ma non ancora nel pieno della maturità.

Lo studio effettuato sull'autodiradamento e sulla relazione che lo caratterizza nei popolamenti a partecipazione di abete bianco si fonda sul presupposto di una traiettoria di autodiradamento lineare in scala logaritmica, sulla base di quanto proposto da Reineke (1933) e Yoda et al. (1963). Questo semplice modello presenta un buon adattamento ai dati del campione; la presente ricerca, che ha carattere essenzialmente esplorativo, non ha pertanto considerato i modelli di autodiradamento descritti nei capitoli iniziali.

Il calcolo dello *Stand density index* nel campione totale ha dimostrato non solo l'assoluta equivalenza delle formulazioni di Daniel, Meyn e Moore (1979) e Daniel e

Sterba (1980), che esprimono lo *SDI* in unità metriche decimali, ma anche la validità della formulazione additiva di Shaw (2000), capace di tenere in considerazione la distribuzione diametrica dei popolamenti e pertanto più adatta a boschi con strutture irregolari o disetanee. È questo il caso dell'abete bianco, specie per la quale lo *SDI* additivo è risultato minore di quello tradizionale così come previsto da Shaw (2000) per tutti i boschi a struttura disetanea. Quest'ultima è infatti caratterizzata da una distribuzione diametrica spostata verso i diametri minori, che sono in grado di fornire solamente un modesto contributo allo *Stand density index* totale del popolamento.

Sebbene la differenza tra i due metodi di calcolo non sia statisticamente significativa nella generalità dei casi, l'influenza di un maggior grado di disetaneità sullo *SDI* è rappresentata anche dalla correlazione tra struttura e *Stand density index*. Tale relazione ha evidenziato che in popolamenti disetanei la differenza tra i valori di *SDI* calcolati nella forma tradizionale e in quella additiva aumenta sensibilmente; questa differenza presenta un'eccellente correlazione anche con la *skewness* della distribuzione diametrica, parametro quantitativo legato alla disetaneità dei popolamenti. Si ritiene che questo parametro possa costituire la base per valutare in modo sintetico la struttura e il grado di disetaneità di un popolamento, semplicemente desumendo tali caratteristiche dalla maggiore o minore differenza originata dalle due modalità di calcolo dello *SDI* per un dato popolamento.

Sulla base di queste considerazioni, la formulazione additiva dello *Stand density index* è ritenuta più adeguata alle caratteristiche del campione, caratterizzato da un marcato grado di disetaneità nella maggior parte dei popolamenti e comunque composto da situazioni strutturali assai variabili tra loro. Anche l'accostamento visivo degli *SDI* calcolati nei due modi sembra suggerire che tale formulazione, dall'andamento assai più "frastagliato", sia in grado di rispecchiare meglio la struttura dei singoli popolamenti che non lo *Stand density index* calcolato con il metodo tradizionale. Per questo motivo si ritiene che il modello additivo costituisca una buona forma matematica generale per rappresentare l'andamento dell'autodiradamento in popolazioni soggette a competizione intraspecifica.

L'andamento della relazione massima dimensione-densità originariamente previsto da Reineke (1933) è caratterizzato da una pendenza di -1,605 in scala

logaritmica, valore ritenuto costante per tutte le specie e le condizioni stazionali; il campione in esame sembra seguire questo andamento. L'analisi dei dati ha permesso di individuare una nuova intercetta (parametro che secondo Reineke varia con la specie), ma la relazione da essa derivata sembra non adattarsi in modo statisticamente soddisfacente al campione preso in esame. Pertanto, in accordo con gli autori che ritengono anche la pendenza della relazione massima dimensione-densità un parametro variabile con la specie, si propone per questa relazione un nuovo modello (Zeide, 1985; Bredenkamp e Burkhardt, 1990; Puettmann et al., 1993).

Il valore della pendenza della massima retta densità-diametro medio, ottenuto tramite regressione lineare, è -1,491. Il metodo di calcolo presentato rispetta i presupposti con i quali tale retta è stata elaborata in origine, grazie alla selezione di un sottocampione puro e di popolamenti considerati *fully stocked* (l'assunto della coetaneità dei popolamenti è reso superfluo dall'applicazione dello *SDI* additivo). A tale proposito occorre specificare che la selezione effettuata sul campione ha avuto come conseguenza la riduzione dei dati disponibili fino a 19 popolamenti. La validazione del modello individuato richiede senz'altro una maggiore disponibilità di dati, per la quale potrebbe essere considerata l'ipotesi di basarsi, oltre che sui rilievi in campo, anche su diverse fonti inventariali o sulle informazioni contenute in tavole alsometriche (per boschi coetanei).

Sebbene il nuovo valore individuato sia maggiore di -1,605 e origini pertanto una linea meno ripida, tale differenza non è statisticamente significativa, poiché il secondo valore ricade all'interno dell'intervallo di confidenza (al 95%) del primo. La relazione proposta comprende nei suoi limiti di confidenza la maggior parte dei dati considerati, confermando il suo valore predittivo. Tuttavia, la pendenza di -1,491 è in contrasto con quanto affermato da Yoda et al. (1963) e Zeide (1987), i quali – in base al presupposto di una pendenza variabile con la specie – sostengono che tale valore sia minore (e dunque la linea più ripida) in specie che tollerano meglio la competizione. Il valore riscontrato è invece non solo maggiore di -1,605, ma anche – ad esempio – dei valori riportati in letteratura per il pino silvestre (da -1,75 a -1,844), specie assai più eliofila (Hynynen, 1993; Rojo e Montero, 1996). Per attribuire il corretto significato a questo dato occorrerebbe effettuare ricerche simili su altre specie diffuse nel territorio considerato; il presente lavoro infatti non fornisce informazioni sperimentali circa

l'effettivo impatto della stazione sulla massima relazione dimensione-densità di una specie, che potrebbe invece essere ben rappresentato attraverso uno studio comparato. Confrontando cioè le relazioni massime dimensione-densità di tutte le principali specie forestali presenti in una data realtà territoriale con quelle delle medesime specie in zone diverse, è possibile valutare l'eventuale effetto strutturale delle differenze stazionali sul complesso delle specie analizzate.

Inoltre, le ricerche analoghe proposte in letteratura sono dirette al calcolo dello *Stand density index* massimo di una determinata specie in un ambito territoriale molto vasto, che comprende spesso l'intera distribuzione continentale della specie esaminata. Il presente lavoro realizza uno studio esplorativo su scala locale; ulteriori ricerche sono necessarie per valutare il massimo *Stand density index* dell'abete bianco come specie, estendendo l'analisi quantomeno alle altre zone del suo areale regionale e nazionale. In ogni caso, è possibile avanzare alcune ipotesi per spiegare il contrasto tra la pendenza individuata e i valori indicati in letteratura.

Un effetto non trascurabile è esercitato dalla soglia di cavallettamento, fissata a 7,5 cm nell'inventario che ha fornito i dati per la ricerca. Il contributo delle piante più giovani non è pertanto considerato, con l'effetto di sovrastimare il diametro medio dei popolamenti (che infatti non è mai minore di 8-9 cm) e alterare dunque la pendenza della linea di autodiradamento.

Un'altra possibile distorsione è dovuta alla carenza di informazioni strutturali di dettaglio sui popolamenti, quali la presenza e l'intensità della mortalità. Di conseguenza, la selezione del campione potrebbe non essere stata sufficiente, e in questo caso la disponibilità di dati più precisi e rilievi ripetuti nel tempo – magari in un'area di studio più ristretta e facilmente controllabile – potrebbero fornire risultati differenti. A questo proposito, Sterba e Monserud (1993) sostengono che è assai raro trovare in campo popolamenti che abbiano una densità “massima”, poiché il conseguimento di tale livello di densità è reso difficile dai diversi fattori di mortalità che intervengono ad alti livelli di competizione.

Naturalmente, è da prendere in considerazione anche l'ipotesi che una relazione lineare tra densità e diametro medio, pur se statisticamente valida, non sia la forma

adeguata a descrivere le dinamiche di autodiradamento. A questo proposito, il presente studio è da considerare un lavoro di carattere esclusivamente esplorativo; si manifesta la necessità di svolgere ricerche ulteriori per la validazione dei diversi modelli di autodiradamento proposti, che qui non è stato possibile applicare a causa della mancanza di dati quali l'altezza dominante dei popolamenti e dell'indisponibilità di rilievi ripetuti nel tempo.

Tra i diversi modelli descritti il più meritevole di attenzione sembra essere quello proposto da Tang et al. (1994), dove la relazione tra il diametro medio e la densità dei popolamenti tiene in considerazione anche le dinamiche di autodiradamento di popolamenti che non occupano pienamente il loro sito, valutandone l'evoluzione nel tempo ed eliminando le distorsioni relative alla scelta del campione da utilizzare per individuare la linea di massima densità.

Ai fini del presente studio, considerata l'eterogeneità dei differenti modelli di autodiradamento proposti nel corso degli anni, la semplicità del modello di Reineke (1933) e la vasta applicabilità di quello di Shaw (2000), suggeriscono di adottare come indice di autodiradamento e misura di densità dei popolamenti lo *Stand density index* nella sua forma additiva, utilizzando come esponente della relazione il nuovo valore individuato. A tal fine, i modelli che propongono una selezione dei popolamenti *fully stocked* basata su criteri quantitativi piuttosto che soggettivi (Puettmann et al., 1993; Saunders e Puettmann, 2000) forniscono senza dubbio risultati più affidabili e statisticamente rilevanti.

Lo *Stand density index* massimo del campione totale rappresenta un popolamento ideale con circa 1750 piante ad ettaro ad un diametro medio di 25 cm. In realtà, i valori più alti nel campione (1750 e 2200) costituiscono due casi isolati, il primo dei quali è un dato dubbio (la categoria forestale non è assegnata), mentre l'altro è stato escluso dalle elaborazioni perché rilevato in una situazione strutturale molto particolare: si tratta infatti di un popolamento bistratificato composto da una abetina stramatura, con radi individui di grandi dimensioni, e un piano inferiore molto denso colonizzato da giovani faggi. Tale situazione di transizione ha fatto ritenere opportuno escludere questo popolamento dal campione esaminato; in ogni caso, il valore più affidabile sembra essere 1359, corrispondente allo *SDI* massimo per popolamenti di

abete bianco ad elevato grado di purezza (area basimetrica superiore all'80% del totale). Per questo motivo, si propone di considerare tale valore come massimo *SDI* per la specie, pur tenendo in considerazione le citate difficoltà a proposito della selezione di aree a massima densità; se si segue quanto affermato da Keenan et al. (1998), il valore massimo individuato rappresenterebbe l'85% del massimo *Stand density index* teoricamente raggiungibile, che risulterebbe essere così circa 1630.

Gli *Stand density index* massimi individuati sono stati messi in relazione con i valori riportati in letteratura per l'abete bianco e per specie simili (figura 10.1). I valori calcolati nella presente ricerca per l'abete bianco in purezza e per le abetine superano quelli massimi riportati per l'abete bianco in Europa in misura del 35-40% e sono notevolmente inferiori (50-100%) rispetto agli *SDI* massimi riportati per specie ecologicamente simili nell'America settentrionale. Tuttavia, il valore ottenuto da Brändli e Herold (2001) è stato calcolato come *Stand density index* del popolamento principale in abetine gestite regolarmente; i popolamenti studiati sono invece lasciati spesso a libera evoluzione o sottoposti a gestione irregolare. Questa caratteristica è in grado di determinare un valore di *SDI* più elevato che non in popolamenti gestiti, nei quali i tagli intercalari mantengono la densità entro i livelli prefissati e non consentono il raggiungimento della densità massima. È evidente come l'effetto dei trattamenti si trasmetta al massimo *Stand density index* solo se tutti i popolamenti analizzati vengono gestiti in modo uniforme; viceversa, se anche pochi soggetti del campione sono sottoposti ad una gestione scarsa o assente, questi possono raggiungere livelli di densità e competizione maggiori, causando l'immediato spostamento verso l'alto della linea massima di autodiradamento.

La maggior parte dei popolamenti analizzati è caratterizzato da livelli di densità relativa moderati, compresi tra il 35% e il 60%; circa il 20% del campione ha una densità relativa minore del 35%. In popolamenti giovani con l'abete bianco in fase di forte insediamento la completa copertura è raggiunta già a densità relative comprese tra il 16% e il 33%. Tali valori sono coerenti con le ipotesi di Drew e Flewelling (1979) e Long (1985), che collocano la fase di chiusura delle chiome a densità relative variabili dal 15% al 35%. I popolamenti che raggiungono il grado di chiusura totale delle chiome più precocemente, cioè ad uno *SDI* relativo minore, saranno anche i primi ad entrare nella fase di autodiradamento e di mortalità densità-dipendente.

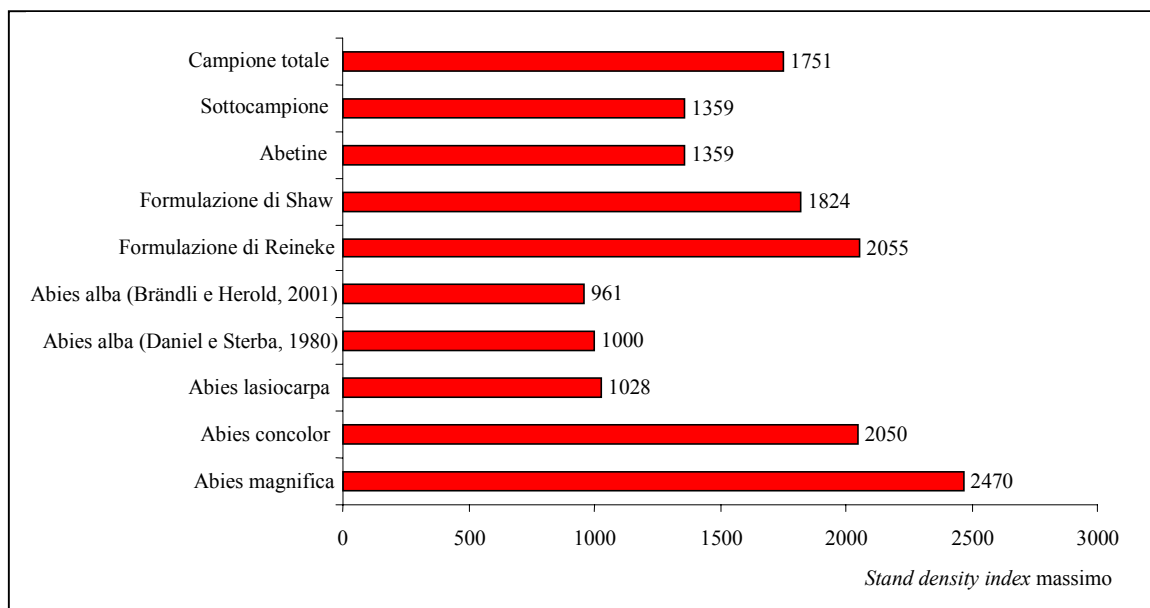


Figura 10.1 – *Stand density index* massimo per i diversi campioni esaminati nella ricerca e secondo la letteratura.

Secondo Long (1985), il *range* di densità relative che caratterizza il campione in esame rappresenta una zona di bassa competizione intraspecifica, superiore ai livelli di chiusura delle chiome ma non ancora tale da innescare le dinamiche di autodiradamento. Tale descrizione si adatta particolarmente bene alla situazione strutturale descritta per le abetine del Piemonte meridionale; dai valori di densità relativa riscontrati si può ipotizzare che la maggior parte dei popolamenti sia ancora in fase di crescita attiva, relativamente libera da mortalità densità-dipendente. In molte zone infatti sono trascorsi pochi decenni dall'interruzione delle utilizzazioni, un periodo senz'altro insufficiente a far giungere a maturità popolamenti un tempo intensamente sfruttati. Si può dire che i popolamenti di abete bianco nel territorio in esame stiano "recuperando il terreno perduto", cosicché saranno necessari ancora diversi anni prima che essi possano raggiungere i livelli di densità-soglia per la competizione intraspecifica. Il fatto che la maggior parte dei popolamenti non raggiunga densità relative tali da innescare l'autodiradamento e le dinamiche competitive rende evidenti le difficoltà insite nella selezione di popolamenti *fully stocked* per il calcolo dello *SDI* massimo. Lo *Stand density index* si conferma in questo modo una valida fonte di informazioni riguardanti la struttura e le tendenze evolutive dei popolamenti, e potrebbe rappresentare un utile supporto per l'elaborazione di strategie di gestione forestale su piccola e vasta scala.

Le informazioni strutturali che lo *Stand density index* è capace di fornire riguardano infine altri parametri strutturali, stazionali ed ecologici dei popolamenti. La relazione di proporzionalità inversa tra *SDI* e quota non trova paragoni in letteratura e, sebbene i dati siano piuttosto dispersi, può rappresentare un'utile base per valutare gli effetti della stazione sulla densità relativa. La qualità del sito trova un buon indicatore anche nella fertilità che caratterizza i diversi tipi forestali nella categoria delle abetine; per questo aspetto sembra tuttavia prevalere la tesi originaria di Reineke (1933), che afferma l'indipendenza dello *SDI* da età dei popolamenti e fertilità della stazione.

Insieme alla quota, un'altra variabile che influenza significativamente lo *Stand density index* è il grado di disetaneità dei popolamenti. Dal momento che lo *SDI* di ciascuna area di saggio è stato calcolato secondo la formulazione additiva, tale relazione non fa che confermare quanto già illustrato a proposito della sensibilità di tale formula a strutture che si discostano da quella coetanea tipica. In ogni caso, è vero che l'effetto combinato di quota e disetaneità ha mostrato un impatto significativo sullo *Stand density index*, ma tali variabili potrebbero risultare aggregate solo casualmente ed esercitare invece i loro effetti in modo del tutto indipendente l'una dall'altra.

L'impatto dello *Stand density index* sulla frequenza di rinnovazione si presenta più problematico. Innanzitutto, i dati disponibili al riguardo non sono esaurienti: lo scarso dettaglio del rilievo e il diverso significato ecologico che assume la rinnovazione di specie diverse conducono all'esigenza di dati e analisi più specifiche per approfondire la tendenza individuata con l'analisi di correlazione. In linea generale si può tuttavia accettare il fatto che maggiori frequenze di rinnovazione possano essere osservate là dove la competizione esercitata dal piano delle chiome è più ridotta, cioè per *Stand density index* minori. Le dinamiche di rinnovazione, inoltre, sono un fenomeno chiave nel processo di evoluzione della struttura dei popolamenti forestali.

Si pone dunque il problema di stabilire il ruolo corretto dello *Stand density index*. Esso infatti non può essere considerato come causa primaria delle differenti intensità di rinnovazione riscontrate nel rilievo, ma piuttosto come un indice sintetico di quei parametri strutturali funzionalmente legati alle possibilità di insediamento e crescita di nuovi individui (copertura delle chiome, fertilità stazionale, specie...). Nel momento in cui lo *SDI* racchiude in sé gli effetti di molti parametri, esso cessa di essere

una misura eloquente; il pericolo è quello di nascondere dietro un unico numero le variazioni, grandi o piccole che siano, di parametri differenti, causando così un degrado nella qualità e nel livello di dettaglio delle informazioni.

Infine, la relazione tra *Stand density index* e composizione specifica dei popolamenti, seppure non sia statisticamente significativa, suggerisce un fatto degno di attenzione: quando il contributo dell'abete bianco è espresso in termini di area basimetrica rispetto al totale, lo *SDI* sembra assumere un andamento crescente per un crescente grado di purezza dei popolamenti di abete. L'andamento di tale relazione può essere giustificato dal fatto che l'abete abbia, come specie, uno *Stand density index* massimo più elevato delle altre specie che partecipano ai suoi popolamenti. All'aumentare della componente di abete pertanto lo *SDI* si avvicinerebbe al valore massimo per questa specie, mentre per gradi di partecipazione dell'abete sempre più scarsi tenderebbe ad assumere un valore minore, approssimando lo *Stand density index* massimo della specie principale del popolamento. Tale tesi, che smentisce l'ipotesi di Reineke (1933) di uno *SDI* valido allo stesso modo in popolamenti puri e misti, è tuttavia in accordo con chi postula che la relazione massima dimensione-densità possa variare a seconda della specie. Rette differenti, cioè con un'intercetta o una pendenza diversa per ogni specie rappresentata, in popolamenti misti possono sommare i rispettivi andamenti originandone uno caratteristico del tipo e grado di mescolanza rappresentato.

L'analisi dei pochi dati disponibili per le faggete, prese ad esempio per verificare questa previsione, non smentisce l'ipotesi proposta; quando l'abete è sporadico i popolamenti tendono infatti a disporsi tutti nella medesima zona di combinazioni tra densità e diametro medio. Il valore di *Stand density index* massimo individuato in queste aree non rappresenta un risultato definitivo, ma può essere quantomeno considerato un valore-soglia al di sotto del quale non è possibile collocare lo *SDI* massimo per il faggio. L'esame della relazione massima dimensione-densità in popolamenti vicini o in momenti differenti del tempo può delineare una traiettoria ideale di sviluppo dei popolamenti, espressa in funzione del grado di partecipazione delle specie principali. Su tale traiettoria potranno essere poi collocati i singoli popolamenti, ricavando dal confronto indicazioni utili a descrivere lo stato evolutivo e strutturale del bosco, formulare previsioni di carattere ecologico sul suo sviluppo futuro ed impostare una gestione selvicolturale coerente con la situazione.

11. Conclusioni

Per descrivere un popolamento possono essere usate misure di densità assoluta o relativa; queste ultime pongono a confronto una densità assoluta con un valore standard di riferimento o con condizioni che rispondono ad un particolare obiettivo selvicolturale. Le misure di densità relativa esprimono i cambiamenti in densità assoluta e competizione associati con la crescita del bosco; sono relativamente indipendenti da stazione ed età e in qualche caso riflettono le differenze di densità associate alla diversa composizione specifica e a variazioni della struttura. Inoltre, facilitano la pianificazione degli interventi selvicolturali e la comprensione dei meccanismi di risposta dei diversi tipi di popolamenti forestali.

Le misure di densità relativa sono basate su una descrizione matematica dello sviluppo del popolamento, in assenza di disturbi o ai massimi livelli di produttività. Questa descrizione può essere rappresentata graficamente da una curva di massimo sviluppo del popolamento standard; gli indici più efficaci comprendono un'espressione delle dimensioni medie (altezza, volume, massa o diametro) e la densità.

Con l'instaurarsi dell'autodiradamento nel corso dello sviluppo di un popolamento, l'aumento delle dimensioni medie degli alberi è associato ad una progressiva diminuzione della densità. Sebbene la validità universale di tale relazione sia discussa, la sua interpretazione originaria come limite superiore per lo sviluppo dei popolamenti vegetali appare valida almeno per le singole specie. La linea di autodiradamento può essere usata come standard facilmente misurabile con cui confrontare i popolamenti di volta in volta osservati; oltre a stabilire una combinazione massima dimensione-densità, la relazione rappresenta anche la traiettoria di autodiradamento di una popolazione. Avvicinandosi alla linea di autodiradamento, le traiettorie di sviluppo del popolamento convergono sulla linea stessa, tendendo ad assumere la sua pendenza.

Tra le differenti misure di densità relativa basate sulla relazione dimensione-densità, lo *Stand density index* di Reineke (1933) esprime la relazione inversa tra il numero di piante per unità di superficie e il diametro medio in popolamenti coetanei

non disturbati. Lo *Stand density index* fornisce una buona base scientifica per valutare la competizione e lo stress nei popolamenti, la loro crescita e produttività; sebbene sia stato elaborato come indice di densità per boschi coetanei, può anche essere usato anche per descrivere la densità di popolamenti disetanei o con struttura irregolare.

Per introdurre i concetti propri dello *Stand density index* nella selvicoltura italiana, applicando ad una situazione tipica i metodi per la sua valutazione, si sono scelti come caso di studio i popolamenti di abete bianco (*Abies alba* Mill.) in provincia di Cuneo, dove è rappresentato uno dei due principali nuclei di questa specie in Piemonte. Si sono utilizzati allo scopo i dati rilevati in occasione della redazione dei Piani forestali territoriali della regione, che hanno così potuto trovare un'adeguata valorizzazione. L'inventario realizzato per l'elaborazione dei Piani forestali si è rivelato una fonte di informazioni completa; i dati in esso presenti, rilevati secondo una precisa metodologia, descrivono approfonditamente gli aspetti principali della struttura e delle dinamiche ecologiche dei popolamenti forestali. Il limite principale incontrato nell'utilizzo di questo strumento è stato lo scarso livello di dettaglio delle informazioni relative ai singoli popolamenti e la mancanza di alcuni dati rilevanti ai fini delle analisi effettuati. Per ovviare a tali svantaggi è ipotizzabile la realizzazione di un protocollo di rilevamento apposito, che possa rispondere meglio alle esigenze di ricerche simili alla presente o più approfondite. I dati utilizzati in questo lavoro provengono da 186 aree di saggio, dislocate nel piano altitudinale montano e subalpino.

Si è valutato lo *Stand density index* massimo che i popolamenti di abete bianco possono assumere, utilizzando le diverse formulazioni proposte in letteratura. Il metodo additivo presentato da Shaw (2000) è stato ritenuto un modello applicabile con successo a diversi tipi di popolamenti, particolarmente adatto alle strutture disetanee o irregolari che caratterizzano le abetine del campione. Si è dimostrato che l'applicazione del metodo additivo a strutture disetanee origina valori di *Stand density index* minori che non il metodo tradizionale, a causa del maggiore impatto che su di esso esercita la componente più giovane del popolamento.

Si è quindi voluta elaborare la relazione massima tra diametro medio e densità per i popolamenti osservati; per tale relazione è stato assunto un andamento lineare su scala logaritmica, così come proposto originariamente da Reineke (1933) e Yoda et al.

(1963). Non si dispone di dati sufficienti per verificare la validità di modelli differenti, che tuttavia presentano un elevato grado di complessità; il modello lineare, caratterizzato da semplicità di elaborazione e da un buon adattamento ai dati del campione, è stato perciò ritenuto adeguato ad una ricerca di carattere esplorativo.

La pendenza della linea massima dimensione-densità per l'abete bianco è risultata -1,491, un valore minore ma non significativamente differente da quello originariamente indicato da Reineke indifferentemente dall'età del popolamento, dalla qualità della stazione e dalla specie (-1,605). Tuttavia, dal momento che l'adattamento statistico di quest'ultima relazione ai dati non è del tutto soddisfacente, il valore della pendenza può essere a tutti gli effetti ritenuto un parametro specie-specifico, coerentemente con la tesi di Zeide (1987). La relazione proposta presenta un ottimo adattamento ai dati del campione, comprendendo buona parte di essi entro il suo intervallo di confidenza.

Sulla base di queste considerazioni si propone pertanto di calcolare lo *Stand density index* dei singoli popolamenti assumendo come esponente il valore individuato, e di utilizzare la formulazione additiva che è la più generalmente applicabile. Seguendo tali indicazioni, si individua quale *Stand density index* massimo per l'abete bianco il valore di 1359 in unità di misura metriche decimali. Tale valore è comunque riferito ad un ambito territoriale piuttosto limitato; ulteriori ricerche sono necessarie per valutare il massimo *Stand density index* dell'abete bianco come specie, estendendo l'analisi alle altre zone del suo areale regionale e nazionale.

Il campione è stato attentamente selezionato in base ai presupposti di validità della relazione massima dimensione-densità, elaborata in origine per popolamenti puri che occupano pienamente il loro sito. Tuttavia, pochi dati hanno soddisfatto i requisiti richiesti, cosicché il campione utilizzato per l'elaborazione del massimo *Stand density index* per l'abete bianco si è presentato piuttosto ridotto. Pertanto, una stima più accurata potrebbe essere ottenuta a partire da un campione più vasto, specialmente se si considera che l'individuazione in campo di popolamenti con livelli di densità massima è assai difficile. Questo aspetto problematico della selezione può essere evitato utilizzando modelli di autodiradamento che non si limitino ad una descrizione dello stato attuale confrontandolo con un livello standard, ma seguano lo sviluppo del

popolamento nel tempo, e prevedendo la realizzazione di aree di monitoraggio permanenti per rilevare i dati dendrometrici e strutturali necessari.

Si è quindi valutata la densità relativa delle singole aree di saggio, per poter analizzare le informazioni strutturali ed ecologiche che lo *Stand density index* è in grado di fornire a scala locale. I popolamenti nel loro complesso mostrano *Stand density index* dal 6% al 162% rispetto al massimo precedentemente individuato; tuttavia, il 50% dei popolamenti ha uno *Stand density index* relativo compreso tra il 35% e il 60%, mentre il 74% del campione mostra uno *Stand density index* dal 25% al 60% del valore massimo. Tali risultati confermano come la maggior parte delle abetine in provincia di Cuneo si trovino attualmente ad un livello di sfruttamento delle risorse e di competizione notevolmente inferiore al massimo teorico per questa specie. I popolamenti sono ancora in fase di crescita dopo il diffuso abbandono delle utilizzazioni, e sebbene diversi esemplari abbiano già raggiunto grandi dimensioni non è ancora avvenuta una evoluzione complessiva verso classi dimensionali superiori.

Gli indici di densità relativa, ed in particolare lo *Stand density index*, si sono rivelati modelli efficaci per descrivere la struttura dei popolamenti di abete bianco nel Piemonte meridionale. La loro semplicità di calcolo, unitamente alla sensibilità a strutture e gradi di competizione differenti, li rende adatti ad essere utilizzati come parametro descrittivo dei popolamenti esaminati. Lo *Stand density index* fornisce un valido modello delle dinamiche di autodiradamento per i popolamenti di abete bianco; costituisce pertanto un'utile base per elaborare previsioni di sviluppo dei popolamenti e confrontarle con gli obiettivi gestionali desiderati. Analisi ripetute nel tempo, oppure condotte in diverse aree territoriali o su specie differenti per caratterizzare livelli specifici di *Stand density index*, sono destinate a fornire ulteriori indicazioni in merito. Le informazioni fornite dallo *Stand density index* sono inoltre arricchite dalle relazioni tra tale indice e variabili quali la struttura e la tessitura dei popolamenti, la struttura delle età, la frequenza della rinnovazione, la composizione specifica, la qualità della stazione. Si è dimostrato come alcuni di questi fattori risultino significativamente legati allo *Stand density index*; assieme alla localizzazione e alla storia dei popolamenti, tali informazioni contribuiscono a rendere lo *Stand density index* un efficace parametro selvicolturale ed ecologico dei popolamenti forestali.

12. Bibliografía

- Adams D.L., Hodges J.D., Loftis D.L. (1994), *Silviculture terminology with appendix of draft ecosystem management terms*, Washington, Society of American Foresters.
- Adlard P.G. (1981), *Are spacing and thinning experiments necessary for scientific plantation management?*, in: Whitmore J.L. (cur.), *Wood production in the neotropics via plantations, proceedings of an international symposium, Puerto Rico, 1980, September 8-12*, Rio Piedras, Institute of Tropical Forestry.
- Andenmatten E., Letourneau F., Ortenga, A. (2000), *Vinculo entre densidad relativa y factor de espaciamiento y su relación con la altura dominante*, Bariloche, INTA.
- Andenmatten E., Rey M., Letourneau F. (2000), *Pino oregón (Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco). Índice de densidad de Reineke para la región Andino Patagónica*, Bariloche, INTA.
- Ando T. (1962), *Growth analysis on the natural stands of Japanese red pine (Pinus densiflora Sieb. et Zucc.), II: analysis of stand density and growth*, Bulletin of Government Forestry Experiment Station, 147: 1-77.
- Ando T. (1968), *Ecological studies on the stand density control in even-aged stand*, Bulletin of Government Forestry Experiment Station, 210: 1-153.
- Anhold J.A., Jenkins M.J., Long J.N. (1996), *Management of lodgepole pine stand density to reduce susceptibility to mountain pine beetle attack*, Western Journal of Applied Forestry, 11: 50-53.
- Archibald D.J., Bowling C. (1995), *Jack pine density management diagram for boreal Ontario*, Timmins, Northeast Science & Technology.
- Armstrong W., Barkman G., Bruin J. (2001), *Santa Fe municipal watershed project: final environmental impact statement*, Santa Fe, USDA Forest Service.
- Assmann E. (1970), *The principles of forest yield studies*, Oxford, Pergamon Press.
- Attebring J. (1983), *A new stand density index: forest inventory for improved management*, Helsinki, University of Helsinki.
- Avery T.E., Burkhart H.E. (2002), *Forest measurement*, New York, McGraw-Hill.
- B.C. Ministry of Forests (1997a), *How to use a Stand Density Management Diagram: getting the stand and site data*, Victoria, B.C. Ministry of Forests, Forest Practices Branch.
- B.C. Ministry of Forests (1997b), *How to use a Stand Density Management Diagram: yield predictions for a spacing prescription*, Victoria, B.C. Ministry of Forests, Forest Practices Branch.
- Bachofen H., Brändli, U.B., Brassel, P. (1990), *Inventaire forestier national suisse: résultats du premier inventaire 1982-1986*. Birmensdorf, Institut Fédéral de Recherches Forestières.
- Bachofen H., Zingg A. (2001), *Effectiveness of structures improvement thinning on stand structure in subalpine Norway spruce (Picea abies (L.) Karst) stands*, Forest Ecology and Management, 145: 137-149.
- Badoux E. (1983), *Ertragstafeln für Fichte, Tanne, Buche und Lärche*, Birmensdorf, Eidgenössische Anstalt für das Forstliche Versuchswesen.
- Bailey J.D., Tappeiner J.C. (1998) *Effects of thinning on structural development in 40 to 100-years-old Douglas-fir stands in western Oregon*, Forest Ecology and Management, 108: 99-113.

- Baldwin V.C., Peterson K.D., Clark A. (2000), *The effects of spacing and thinning on stand and tree characteristics of 38-year-old loblolly pine*, *Forest Ecology and Management*, 137: 91-102.
- Ballauri del Conte I. (1997), *Analisi strutturale dell'abetina di Fondo di Valchiusella* (tesi di laurea), Torino, Università degli studi.
- Barkham J.P. (1978), *Pedunculate oak woodland in a severe environment: Black Tor Copse, Dartmoor*, *Journal of Ecology*, 66: 707-740.
- Barrett J.W. (1979), *Silviculture of ponderosa pine in the pacific Northwest: the state of our knowledge*, Portland, USDA Forest Service.
- Bazzaz F.A., Harper L.J. (1976), *Relationship between plant weight and numbers in mixed population of *Sinapsis alba* (L.) and *Lepidium sativum* (L.)*, *Journal of Applied Ecology*, 13: 211-216.
- Beekhuis J. (1966), *Prediction of yield and increment in *Pinus radiata* stands in New Zealand*, Wellington, New Zealand Forest Service.
- Bégin E., Bégin J., Bélanger L. (2001), *Balsam fir self-thinning relationship and its constancy among different ecological regions*, *Canadian Journal of Forest Research*, 31: 950-959.
- Begon M., Harper J.L., Townsend C.R. (1990), *Ecology: individuals, populations, communities*, Oxford, Blackwell Scientific.
- Benetti R. (2001), *La pianificazione forestale in Piemonte: il caso pratico delle Valli Orco e Soana*, *Sherwood*, 69: 29-31.
- Berger U., Hildenbrandt H., Grimm V. (2002), *Towards a standard for the individual-based modelling of plant populations: self-thinning and the field-of-neighborhood approach*, *Natural Resource Modeling* 15(1): 9-53.
- Bernetti G. (1995), *Selvicoltura speciale*, Torino, UTET.
- Biblis E.J. (1996), *Effect of stand age and density on the quality of lumber from loblolly pine plantations, South Africa*, in: Skovsgaard J.P., Johannsen V.K. (cur.), *Modelling regeneration success and early growth of forest stands: proceedings of the IUFRO Conference, held in Copenhagen, 10-13 June 1996*, Hørsholm, Danish Forest and Landscape Research Institute.
- Bickford C.A., Baker F.S., Wilson F.G. (1957), *Stocking, normality, and measurement of stand density*, *Journal of Forestry*, 55: 99-104.
- Binkley D. (1984), *Importance of size-density relationship in mixed stands of Douglas fir and red alder*, *Forest Ecology and Management*, 9: 81-85.
- Bossel H. (1986), *Dynamics of forest dieback: system analysis and simulation*, *Ecological Modelling*, 34: 259-288.
- Botta E. (1993), *Indagine storica sulla funzione produttiva dei boschi dell'alta valle Pesio dal 1931 a oggi* (tesi di laurea), Torino, Università degli studi.
- Braathe P. (1957), *Thinnings in even-aged stand: a summary of European literature*, Fredericton, University of New Brunswick.
- Brack C.L., Wood G.B. (1995), *Forest mensuration: measuring trees, stands and forests for effective forest management*, Canberra, Australian National University.
- Brändli U.B., Herold A. (2001), *Protection against natural hazards*, in: Brassel P., Lischke H. (cur.), *Swiss national forest inventory: methods and models of the second assessment*, Birmensdorf, Swiss Federal Research Institute WSL.

- Brassel P., Brändli U.B. (cur.) (1999), *Schweizerisches Landesforstinventar: Ergebnisse der Zweitaufnahme 1993-1995*, Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft.
- Braun-Blanquet J. (1932), *Plant sociology: the study of plant communities*, New York, McGraw-Hill.
- Bredenkamp B.V., Burkhart, H.E. (1990), *An examination of spacing indices for Eucalyptus grandis*, Canadian Journal of Forest Research, 20: 1909-1916.
- Briegleb P.A. (1952), *An approach to density measurement in Douglas-fir*, Journal of Forestry, 50: 529-536.
- Brockway D.G., Topik C. (1984), *Ecological classification and management characteristics of montane forest land in southwestern Washington*, Vancouver, USDA Forest Service.
- Bruce D., Schumacher F.X. (1950), *Forest mensuration*, New York, McGraw-Hill.
- Burrough P.A. (1986), *Principles of geographical information systems for land resources assessment*, New York: Oxford University Press.
- Cameron I.R. (1988), *An evaluation of the density management diagram for coastal Douglas-fir*, Victoria, B.C. Ministry of Forests.
- Cao Q.V. (1994), *A tree survival equation and diameter growth model for loblolly pine based on the self-thinning rule*, Journal of Applied Ecology, 31: 693-698.
- Cao, Q.V. (1998), *The self-thinning rule and extrapolated results from growth and yield models for unthinned loblolly pine plantations*, in: Waldrop T.A. (1998), *Proceedings of the ninth biennial southern silvicultural research conference, 1997 February 25-27, Clemson*, Asheville, USDA Forest Service.
- Cao Q.V., Dean T.J., Baldwin V.C. (2000), *Modeling the size-density relationship in direct-seeded slash pine stands*, Forest Science, 46: 317-321.
- Carey A.B., Curtis R.O. (1996), *Conservation of biodiversity: a useful paradigm for forest ecosystem management*, Wildlife Society Bulletin, 24(4): 610-620.
- Carron L.T. (1968), *An outline of forest mensuration*, Canberra, Australian National University Press.
- CCIAA (1966), *Prescrizioni di massima e di polizia forestale per boschi e terreni sottoposti a vincolo della provincia di Torino*, Torino, CCIAA.
- Chauchard L, Sbrancia R, Gonzales M. (1999), *Applicability of density rules on Nothofagus forests, I: the -3/2 power or self-thinning law*, Bosque, 20(2): 79-94.
- Chen J.M., Black T.A. (1992), *Defining leaf area index for non-flat leaves*, Plant, Cell and Environment, 15:121-129.
- Chisman H.H., Schumacher F.X. (1940), *On the tree-area ratio and certain of its applications*, Journal of Forestry, 38: 311-317.
- Christensen N.L., Peet R.K. (1981), *Secondary forest succession on the north Carolina Piedmont*, in: West D.C., Shugart, H.H., Botkin D.B. (cur.), *Forest succession, concepts and application*, New York, Springer.
- Cochran P.H. (1985), *Site index, height growth, normal yields, and stocking levels for larch in Oregon and Washington*, Portland, USDA Forest Service.
- Cochran P.H. (1992), *Stocking levels and underlying assumptions for uneven-aged ponderosa pine stands*, Portland, USDA Forest Service.

- Cochran P.H. (1998), *Examples of mortality and reduced annual increments of white fir induced by drought, insects, and disease at different stand densities*, Portland, USDA Forest Service.
- Cochran P.H., Barrett, J.W. (1993), *Long-term response of planted ponderosa pine to thinning in Oregon's Blue Mountains*, *Western Journal of Applied Forestry*, 8: 126-132.
- Cochran P.H., Geist J.M., Clemens D.L. (1994), *Suggested stocking levels for forest stands in northeastern Oregon and southeastern Washington*, Portland, USDA Forest Service.
- Cochran P.H., Barrett, J.W. (1995), *Growth and mortality of ponderosa pine poles thinned to various densities in the Blue Mountains of Oregon*, Portland, USDA Forest Service.
- Cochran P.H., Barrett, J.W. (1998), *Thirty-five-year growth of thinned and unthinned ponderosa pine in the Methow Valley of northern Washington*, Portland, USDA Forest Service.
- Cochran P.H., Barrett J.W. (1999a), *Growth of ponderosa pine thinned to different stocking levels in central Oregon: 30 years results*, Portland, USDA Forest Service.
- Cochran P.H., Barrett, J.W. (1999b), *Thirty-five-years growth of ponderosa pine saplings in response to thinning and understory removal*, Portland, USDA Forest Service.
- Cochran P.H., Dahms, W.G. (1998), *Lodgepole pine development after early spacing in Oregon's Blue Mountains*, Portland, USDA Forest Service.
- Cochran P.H., Seidel, K.W. (1999), *Growth and yield of western larch under controlled levels of stocking in the Blue Mountains of Oregon*, Portland, USDA Forest Service.
- Cole W.E., Amman G.D. (1980), *Mountain pine beetle dynamics in lodgepole pine forests*, Ogden, USDA Forest Service.
- Curtin R.A. (1964), *Stand density and the relationship of crown width to diameter and height in Eucalyptus obliqua*, *Australian Forestry*, 28: 91-105
- Curtis R.O. (1970), *Stand density measures: an interpretation*, *Forest Science*, 16: 403-414.
- Curtis R.O. (1971), *A tree area power function and related stand density measures for Douglas-fir*, *Forest Science*, 17: 146-159.
- Curtis R.O. (1982), *A simple index of stand density for Douglas-fir*, *Forest Science*, 28: 92-94.
- Dahms W.G. (1966), *Relationship of lodgepole pine volume increment to crown competition factor, basal area and site index*, *Forest Science*, 12: 74-82.
- Daniel T.W., Helms J.A., Baker F.S. (1979), *Principles of silviculture*, New York, McGraw-Hill.
- Daniel T.W., Meyn R.L., Moore R.R. (1979), *Reineke's stand density index in tabular form in English and metric units with its applications*, Logan, Utah agricultural experiment station, Utah State University.
- Daniel T.W., Sterba H. (1980), *Zur Ansprache der Bestandesdichte*, *Allgemeine Forstzeitung*, 91: 155-157.
- Davis, K.P. (1966), *Forest management: regulation and valuation*, New York, McGraw-Hill.
- Day K., (1997), *Stocking Standards for uneven-aged interior Douglas-fir*, in: B.C. Ministry of Forests, *Managing the dry Douglas-fir forests of the southern interior: workshop proceedings*, Victoria, B.C. Ministry of Forests, Forest Practices Branch.
- Day R.J. (1985), *Crop plans in silviculture*, Thunder Bay, Lakehead University.

- Day R.J. (1996), *Crop plans and measures of stand density relative to the -3/2 power law*, in: *A manual of silviculture*, Thunder Bay, Lakehead University.
- Dean T.J., Baldwin V.C. (1993), *Using a density-management diagram to develop thinning schedules for loblolly pine plantations*, Asheville, USDA Forest Service.
- Dean T.J., Baldwin V.C. (1996a), *Crown management and stand density*, in: Carter M.C. (cur.), *Growing trees in a greener world: industrial forestry in the 21st century*, 35th LSU Forestry Symposium, Baton Rouge, Louisiana State University.
- Dean T.J., Baldwin V.C. (1996b), *Growth in loblolly pine plantations as a function of stand density and canopy properties*, *Forest Ecology and Management*, 82: 49-58.
- Dean T.J., Baldwin V.C. (1996c), *The relationship between Reineke's stand-density index and physical stem mechanics*, *Forest Ecology and Management*, 81: 25-34.
- Dean T.J., Chang S.J. (2002), *Using simple marginal analysis and density management diagrams for prescribing density management*, *Southern Journal of Applied Forestry*, 26: 85-92.
- Dean T.J., Jokela E.J. (1992), *A density-management diagram for slash pine plantations in the lower coastal plain*, *Southern Journal of Applied Forestry*, 16: 178-185.
- Dean T.J., Long J.N. (1986), *Validity of constant-stress and elastic-instability principles of stem formation in Pinus contorta and Trifolium pratense*, London, *Annals of Botany*, 58: 833-840.
- Dean T.J., Long J.N. (1992), *Influence of leaf area and canopy structure on size-density relations in even-aged lodgepole pine stands*, *Forest Ecology and Management*, 49: 109-117.
- Del Rio M. (1997), *A growth model for Pinus sylvestris L. in Spain: modelling growth of fast-grown tree species*, Valdivia, Universidad Austral de Chile.
- Del Rio M., Montero G., Bravo F. (2001) *Analysis of diameter-density relationships and self-thinning in non-thinned even-aged Scots pine stands*, *Forest Ecology and Management*, 142: 79-87.
- Demars D.J., Barret J.W. (1987), *Ponderosa pine managed-yield simulator, PPSIM user's guide*, Portland, USDA Forest Service.
- Dicus C.A., Dean T.J. (1998), *Stand density effects on biomass allocation patterns and subsequent soil nitrogen demand*, in: Waldrop T.A. (1998), *Proceedings of the ninth biennial southern silvicultural research conference, 1997 February 25-27, Clemson*, Asheville, USDA Forest Service.
- Dixon G.E. (1988), *Crown ratio modeling using stand density index and the Weibull distribution*, Washington, USDA Forest Service.
- Dixon G.E. (1998), *Evaluating stand density management alternatives using the forest vegetation simulator*, Fort Collins, USDA Forest Service.
- Doruska P.F., Nolen W.R. (1999), *Use of stand density index to schedule thinnings in loblolly pine plantations: a spreadsheet approach*, *Southern Journal of Applied Forestry*, 23: 21-29.
- Dotta A., Motta R. (2000), *Boschi di conifere montani: indirizzi selvicolturali*, Peveragno, Blu Edizioni.
- Drew J.T., Flewelling J.W. (1977), *Some recent Japanese theories of yield-density relationships and their application to Monterey pine plantations*, *Forest Science*, 23: 517-534.
- Drew J.T., Flewelling J.W. (1979), *Stand density management: an alternative approach and its application to Douglas-fir plantations*, *Forest Science*, 25: 518-532.
- Ducey M.J., Larson B.C. (1997), *Thinning decisions using stand density indices: the influence of uncertainty*, *Western Journal of Applied Forestry*, 12: 89-92.

- Ducey M.J., Larson B.C. (1999a), *Rapid assessment of risk using stand density indices*, Western Journal of Applied Forestry, 14: 149-152.
- Ducey M.J., Larson B.C. (1999b), *Accounting for bias and uncertainty in nonlinear stand density indices*, Forest Science, 45: 452-457.
- Ducey M.J., Larson B.C. (2003), *Is there a "correct" stand density index? An alternate interpretation*, inedito, inviato per pubblicazione a Western Journal of Applied Forestry.
- Dyer M.E. (1997), *Dominance/suppression competitive relationships in loblolly pine (Pinus taeda L.) plantations* (tesi di dottorato), Blacksburg, Virginia Polytechnic Institute and State University.
- Edmister C.B. (1988), *Stand density and stocking in even-aged pine stands*, in: *Proceedings of ponderosa pine: the species and its management*, Pullmann, Washington State University.
- Ek A.R., Monserud, R.A. (1974), *FOREST: Computer model for the growth and reproduction simulation for mixed species forest stands*, Madison, University of Wisconsin.
- Ernst R.L., Knapp W.H. (1985), *Forest stand density and stocking: concepts, terms, and the use of stocking guides*, Washington, USDA Forest Service.
- Faber P.J. (1991), *A distance-dependent model of tree growth*, Forest Ecology and Management, 41, 111-123.
- Ferguson I.S., Leech, J.W. (1976), *Stand dynamics and density in radiate pine plantations*, New Zealand Journal of Forestry Science, 6(3): 443-454.
- Fiedler C.E., Cully J.E. (1995), *A silvicultural approach to develop Mexican spotted owl habitat in southwest forests*, Western Journal of Applied Forestry, 10: 144-148.
- Filip G.M., Fitzgerald S.A., Ganio L.M. (1999), *Precommercial thinning in a ponderosa pine stand affected by Armillaria root disease in central Oregon: 30 years of growth and mortality*, Western Journal of Applied Forestry, 14: 144-148.
- Finger C.A.G. (1991), *Ein Beitrag zur Ertragskunde von Eucalyptus grandis und Eucalyptus saligna in Suedbrasilien*, Wien, Universität für Bodenkultur.
- Firbank L.G., Watkinson A.R. (1985), *A model of interference within plant monocultures*, Journal of Theoretic Biology, 116: 291-311.
- Flewelling J.W. (1981), *A comparison of tree stand density indices for predicting gross volume growth in plantations of loblolly pine*, Athens, University of Georgia.
- Flewelling J.W., Drew T.J. (1985), *A stand density management diagram for lodgepole pine*, in: Baumgarter D.M., Krebill R.G., Arnott J. T., Weetman G.F., *Lodgepole pine: the species and its management*, Pullmann, Washington State University.
- Foli E., Adler G.D., Miller H.G. (2003), *Modelling growing space requirements for some tropical forest tree species*, Forest Ecology and Management, 173: 79-88.
- Ford, E.D. (1975), *Competition and stand structure in some even-aged plant monocultures*, Journal of Ecology, 63: 311-333.
- Ford E.D. (1982) *High productivity in a polestage Sitka spruce stand and its relation to canopy structure*, Forestry, 55: 1-17.
- Franklin J.F., Shugart H.H., Harmon M.E. (1987), *Tree death as ecological process*, BioScience, 27: 550-556.

- Furnas R.E. (1981), *A resource theory of self-thinning in plant populations* (tesi di dottorato), Ithaca, Cornell University.
- Gallo L., Somarriba E., Ibrahim M. (1999). *Productividad de Panicum maximum bajo Pinus caribaea*, *Agroforestería en las Américas*, 6(23): 57-59.
- Garbarino F., (2000), *Analisi strutturale di popolamenti forestali del piano montano in Alta Valle Pesio* (tesi di laurea), Torino, Università degli studi.
- Garcia O. (1993), *Stand growth models: theory and practice*, in: *Advancement in forest inventory and forest management sciences, proceedings of the IUFRO Seoul conference*, Seoul, Forestry Research Institute of the Republic of Korea.
- Gholz H.L. (1980), *Structure and productivity of Juniperus occidentalis in central Oregon*, *The American Midland Naturalist*, 103: 251-261.
- Gingrich S.F. (1964), *Criteria for measuring stocking in forest stands*, in: McKean H.B. (cur.), *Proceedings of Society of American Foresters national convention, 1964 September 27-October 1, Denver*, Bethesda, Society of American Foresters.
- Gingrich S.F. (1967), *Measuring and evaluating stocking and stand density in upland hardwood forest in the central states*, *Forest Science*, 13: 38-53.
- Giorda F. (1988), *Il bosco da seme di abete bianco di Salza di Pinerolo: aspetti ecologici e vegetazionali* (tesi di laurea), Torino, Università degli studi.
- Giraud G. (2001), *La pianificazione forestale in Piemonte: il ruolo delle comunità montane: il caso della valle Pellice*, *Sherwood*, 69: 25-28.
- Givnish T.J. (1986), *Biomechanical constraints on self-thinning in plant populations*, *Journal of Theoretical Biology*, 119: 139-146.
- Gonda H. (2001), *Manejo de Pino ponderosa: modelo preliminar para plantaciones de calidad media en la Patagonia andina*, *Patagonia Forestal*, 7(3): 7-10.
- Gorham E. (1979), *Shoot height, weight and stand crop in relation to density of monospecific plant stands*, *Nature*, 279: 148-150.
- Gould S.J. (1966), *Allometry and size in ontogeny and phylogeny*, *Biological Review*, 41: 587-640.
- Goulding C.J. (1972), *Simulation technique for a stochastic model of growth of Douglas-fir* (tesi di dottorato), Vancouver, University of British Columbia.
- Green S.B., Salkind N.Y. (1999), *Using SPSS for Windows: analyzing and understanding data*, Upper Saddle River, Pearson Education.
- Grime J.P. (1979), *Plant strategies and vegetation processes*, New York, John Wiley.
- Grime J.P., Crick M.C., Rincon E. (1986), *The ecological significance of plasticity*, in: Jennings D.H., Trewevas A.J. (cur.), *Plasticity in plants. Symposia for Society of Experimental Biology XXXX*, Cambridge, Company of Biologists.
- Grubb P.J. (1977), *The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche*. *Biological Review*, 52: 107-145.
- Hamilton D.A. (1990), *Extending the range of applicability of an individual tree mortality model*, *Canadian Journal of Forest Research*, 20: 1212-1218.
- Hamilton G.J. (1969), *The dependence of volume increment of individual trees on dominance, crown dimensions, and competition*, *Forestry*, 42: 133-144.

- Hara T. (1995), *Competition and species coexistence in plant communities*, Japanese Journal of Ecology 45: 167-172.
- Harms W.R. (1983), *Applying silvics to stand management: some guiding concepts*, in: Karr B.L., Baker J.L., Monaghan T. (cur.), *Proceedings of symposium on the loblolly pine ecosystem (east region), 1982 December 8-10, Raleigh*, Raleigh, North Carolina State University.
- Harms W.R., DeBell D.S., Whitesell C.D. (1994), *Stand and tree characteristics and stockability in Pinus taeda plantations in Hawaii and South Carolina*, Canadian Journal of Forest Research, 24: 511-521.
- Harper J.L. (1977), *Population biology of plants*, New York, Academic Press.
- Harrod R.J., McRae B.H., Hartl W.E. (1999), *Historical stand reconstruction in ponderosa pine forest to guide silvicultural prescriptions*, Forest Ecology and Management, 114: 433-446.
- Hasenauer H., Burkhart H., Sterba H. (1994), *Variations in potential volume yield of loblolly pine plantations*, Forest Science, 40: 162-178.
- Hayes J.P., Chan S.S., Emmingham W.H. (1997), *Wildlife response to thinning young forests in the Pacific Northwest*, Journal of Forestry, 95:28-33.
- Hegyi F. (1974), *A simulation model for managing jack pine stands*, in: Fries J. (cur.), *Growth models for tree and stand simulation*, Stockholm, Royal College of Forestry.
- Hibbs D.E. (1987), *The self-thinning rule and red alder management*, Forest Ecology and Management, 18: 273-281.
- Hibbs D.E., Carlton G.C. (1989), *A comparison of diameter and volume based stocking guides for red alder*, Western Journal of Applied Forestry, 4: 113-115.
- Hiroi T., Monsi M. (1966), *Dry matter economy of Helianthus annuus communities growing at varying densities and light intensities*, Journal of the Faculty of Science of the University of Tokyo, 9: 241-285.
- Husch B., Miller C.I., Beers T.W. (1982), *Forest mensuration*, New York, Wiley and Sons.
- Hutchings M.J. (1983), *Ecology's law in search of a theory*, New Scientist, 98: 765-767.
- Hutchings M.J., Budd C.S.J. (1981a), *Plant competition and its course through time*, BioScience, 3: 640-645.
- Hutchings M.J., Budd C.S.J. (1981b), *Plant self-thinning and leaf area dynamics in experimental and natural monocultures*, Oikos, 36: 319-325.
- Hynynen J. (1993), *Self-thinning models for even-aged stand of Pinus sylvestris, Picea abies and Betula pendula*, Scandinavian Journal of Forest Research, 8: 326-336.
- IPLA (1981), *I boschi e la carta forestale del Piemonte*, Napoli, Guida.
- IPLA (1997), *I tipi forestali del Piemonte*, Torino, Regione Piemonte.
- IPLA (1998), *Norme tecniche di pianificazione forestale e pastorale*, Torino, Regione Piemonte.
- IPLA (1999), *Parco naturale Alta Valle Pesio e Tanaro. Piano di assestamento forestale 1998-2010*, Torino, Regione Piemonte.
- IPLA (2001), *La pianificazione forestale in Piemonte: i piani forestali territoriali*, Torino, Regione Piemonte.
- IPLA (2002a), *Manuale dei rilievi inventariali di campagna*, Torino, IPLA.

- IPLA (2002b), *Manuale dei codici e protocolli*, Torino, IPLA.
- ISTAT (1997), *Statistiche forestali. Anno 1994 (Annuari n. 47)*, Roma, ISTAT.
- Jack S.B., Long J.N. (1996), *Linkages between silviculture and ecology: an analysis of density management diagrams*, *Forest Ecology and Management*, 86: 205-220.
- Jensen E.C., Long J.N. (1983), *Crown structure of a codominant Douglas-fir*, *Canadian Journal of Forest Research*, 13: 264-269.
- Jerez Rico M. (2002), *Modeling canopy structure effects on loblolly pine growth* (tesi di dottorato), Baton Rouge, Louisiana State University.
- Johnson P.S., Shifley S.R., Rogers R. (2002), *The ecology and silviculture of oaks*, Wallingford, Cabi Publishing.
- Kajihara M. (1977), *Studies on the morphology and dimensions of tree crowns in even-aged stand of Sugi (Cryptomeria japonica L.): crown surface area and crown volume*, *Journal of Japanese Forestry Society*, 59: 233-240.
- Karev G.P. (2000a), *Dynamics of a non-uniform population*, in: *International conference EQUADIFF-99, Berlin, vol. 2*, Singapore, World Scientific.
- Karev G.P. (2000b), *The effects of non-heterogeneity in population dynamics*, *Doklady Mathematics*, 62: 141-145.
- Karev G.P. (2003), *Inhomogeneous models of tree stand self-thinning*, *Ecological Modelling*, 160: 23-37.
- Kaufmann M.R., Edminster C.B., Troendle, C. (1982), *Leaf area determinations for subalpine tree species in the central Rocky Mountains*, Fort Collins, USDA Forest Service.
- Keen F.P. (1936), *Relative susceptibility of ponderosa pine to bark-beetle attack*, *Journal of Forestry*, 42: 905-912.
- Keenan R., Doley D., Lamb D. (1998), *Stand density management in Queensland maple plantations*, in: *Proceedings of managing and growing trees, October 1998*, Brisbane, Department of Environment.
- Kennedy H. (2001), *ESRI Press Dictionary of GIS Terminology*, Redlands, ESRI Press.
- Kerr G. (1999), *The use of silvicultural systems to enhance the biological diversity of plantation forests in Britain*, *Forestry*, 72: 191-205.
- Kershaw J.A., Fischer B.C. (1991), *Maximum size-density relationships for sawtimber-sized mixed upland central hardwoods*, in: McCormick L.H., Gottschalk K.W. (cur.), *Proceedings of the 8th annual central hardwoods conference*, Newtown Square, USDA Forest Service.
- Kikuzawa K. (1982), *Yield-density diagram for natural deciduous broad-leaved forest stands*, *Forest Ecology and Management*, 4: 341-358.
- Kikuzawa K. (1993), *Self-thinning and B-point line of yield-density diagram in a young birch stand*, *Forest Ecology and Management*, 58: 287-298.
- Kimmins J.P. (1987), *Forest ecology*, New York, MacMillan.
- Kira T., Ogawa H., Sakazaki N. (1953), *Intraspecific competition among higher plants, I: Competition-yield-density relationship in regularly dispersed populations*. Osaka, City University.
- Kittredge D.B. (1988), *The influence of species composition on the growth of individual red oaks in mixed stands in Southern New England*, *Canadian Journal of Forest Research*, 18: 1550-1555.

- Knapp W.A. (1981), *Using Reineke's stand density index to estimate growth capability*, Portland, USDA Forest Service.
- Kohyama T. (1980), *Growth pattern of Abies mariesii saplings under conditions of open-growth and suppression*. Botanical Magazine of Tokyo, 93: 13-24.
- Korte G. B. (2000), *The GIS Book*, Santa Fe, On Word Press.
- Koyama H., Kira T. (1956), *Intraspecific competition among higher plants*, Journal of the Institute of Polytechnics, 7:73-94.
- Krajicek J.E., Brinkman K.A., Gingrich S.F. (1961), *Crown competition: a measure of density*, Forest Science, 7: 35-42.
- Kral F. (1989), *Le vicende del popolamento forestale sulle Alpi italiane*, L'Italia Forestale e Montana, 44, 107-131.
- Kramer H., Helms J.A. (1985), *Use and evaluation of stand density indices for Douglas fir*, Forstwissenschaftliches Centralblatt, 104: 36-49.
- Kramer H., Kaetsch C. (1977), *Zur Bestimmung der Bestandesdichte in ungleichaltrigen Kiefernaturwäldern*, Allgemeine Forst und Jagdzeitung, 168: 197-201.
- Kumar B.M., Long J.N., Kumar P. (1995), *A density management diagram for teak plantations of Kerala in peninsular India*, Forest Ecology and Management, 74: 125-131.
- Kuuluvainen T. (1992), *The effects of 2 growth forms of Norway spruce on stand development and radiation interception a model analysis*, Trees Structure and Functions, 5: 171-179.
- Laasenaho J., Koivuniemi J. (1990), *Dependence of some stand characteristics on stand density*, Tree Physiology, 7: 183-187.
- Lanata F. (1989), *Studi sugli agenti di marciumi radicali di piante forestali in bosco con particolare riferimento alle tecniche di identificazione specifica* (tesi di laurea), Torino, Università degli studi.
- Langsaeter A. (1941), *Om tynning I enaldret gran-og furuskog*, Meddelelser fra det Norske Skogforsoksvesen, 8: 131-216.
- Larsen D.R. (2002), *Course in natural resource biometrics*, Jefferson, University of Missouri.
- Larson B.C., Cameron I.R. (1986), *Guidelines for thinning Douglas-fir: Uses and limitations*, in: Oliver C.D., Haney D., Johnson J. (cur.), *Douglas-fir: Stand management for the future*, Seattle, College of Forest Resources.
- Leduc D.J. (1985), in Zeide B. (1987), *Analysis of the 3/2 power law of self-thinning*, Forest Science, 33: 517-537.
- Leibundgut H. (1982), *Europäische Urwälder der Bergstufe*, Berna, Paul Haupt.
- Lexen B. (1943), *Bole area as an expression of growing stock*, Journal of Forestry, 41: 883-885.
- Licini F., Terzuolo P. (2001), *La pianificazione forestale in Piemonte: i piani forestali territoriali*, Sherwood, 68: 5-12.
- Lieffers V.J., Campbell J.S. (1984), *Biomass and growth of Populus tremuloides in northeastern Alberta: estimates using hierarchy in tree size*, Canadian Journal of Forest Research, 14: 610-616.
- Lieth H. (1970), *Phenology in productivity studies*, in: Reichle R. (cur.), *Analysis of temperate forest ecosystems*, Heidelberg, Springer-Verlag.

- Liliehalm R.H., Kessler W.B., Merrill K. (1993), *Stand density index applied to timber and goshawk habitat objectives in Douglas-fir*, Environmental Management, 17: 773-779.
- Liliehalm R.J., Long J.N., Patala S. (1994), *Assessment of goshawk nest area habitat using stand density index*, Studies in Avian Biology, 16: 18-23.
- Lingg W.A. (1986), *Ökologie der ineralpinen Weisstannenvorkommen (Abies alba Mill.) im Wallis (CH)*, Mitteilungen der Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen, 62: 329-466.
- Lloyd F.T., Harms W.R. (1986), *An individual stand growth model for mean plant size based on the rule of self-thinning*, Annals of Botany, 57: 681-688.
- Long J.N. (1982), *Productivity of western coniferous forests*, in: Edmonds R.L. (cur.), *Analysis of coniferous ecosystems in the western United States*, New York, Academic Press.
- Long J.N. (1985), *A practical approach to density management*, Forestry Chronicle, 61: 23-27.
- Long J.N. (1988), *Density management diagrams: their construction and use in timber stand management*, in: *Proceedings of future forests of the mountain west: a stand culture symposium*, Logan, USDA Forest Service.
- Long J.N. (1995), *Using stand density index to regulate stocking in uneven-aged stands*, in: O'Hara K.L. (cur.), *Uneven-aged management: opportunities, constraints and methodologies*. Missoula, Montana Forest and Conservation Experimental Station.
- Long J.N. (1996), *A technique for the control of stocking in two-storied stands*, Western Journal of Applied Forestry, 11: 59-61.
- Long J.N. (1998), *Multiaged Systems in the Central and Southern Rockies*, Journal of Forestry, 96: 34-36.
- Long J.N., Daniel, T.W. (1990), *Assessment of growing stock in uneven aged stands*, Western Journal of Applied Forestry, 5: 93-96.
- Long J.N., Dean, T.J. (1986), *Sapwood area of Pinus Contorta stands as a function of mean size and density*, Oecologia, 68: 410-412.
- Long J.N., McCarter J.B. (1985), *Density management diagrams: a practical approach*, in Van Hooser D.D., Van Pelt N. (cur.), *Proceedings of growth and yield and other mensurational tricks: a regional technical conference, 1984, November 6-7, Logan, Utah*, Ogden, USDA Forest Service.
- Long J.N., McCarter J.B., Jack S.B. (1988), *A modified density management diagram for coastal Douglas-fir*, Western Journal of Applied Forestry, 3: 88-89.
- Long J.N., Roberts S.D. (1992), *Growth and yield implications of a "new forestry" silvicultural system*, Western Journal of Applied Forestry, 5: 93-96.
- Long J.N., Smith F.W. (1984), *Relation between size and density in developing stand: a description and possible mechanism*, Forest Ecology And Management, 7: 191-206.
- Long J.N., Turner J. (1975), *Above ground biomass of understorey and overstorey in an age sequence of four Douglas-fir stands*, Journal of Applied Ecology, 12: 178-188.
- Lonsdale W.M. (1990), *The self-thinning rule: dead or alive?*, Ecology, 71: 1373-1388.
- Lonsdale W.M., Watkinson A.R. (1982), *Light and self-thinning*, New Phytologist, 90: 431-435.
- Lonsdale W.M., Watkinson A.R. (1983), *Plant geometry and self-thinning*, Journal of Ecology, 71: 285-297.

- Mack T.J., Burk T.E. (2002), *User's Manual for Resinosa: an interactive density management diagram for red pine in the Lake States*, St. Paul, University of Minnesota.
- MAF/ISAF (1988), *Inventario forestale nazionale: sintesi metodologica e risultati*, Trento, Istituto Sperimentale per l'Assestamento forestale e per l'Alpicoltura.
- Magnetto M. (1997), *Analisi dendroecologica di alcuni popolamenti di abete bianco delle Alpi marittime* (tesi di laurea), Torino, Università degli studi.
- Malmberg C., Smith H. (1982), *Relationship between plant weight and density in mixed populations of Medicago sativa and Trifolium pratense*, Oikos, 38: 365-368.
- Manion P.D. (1981), *Tree disease concepts*, Englewood Cliffs, Prentice-Hall.
- Mar:Møller C. (1947), *The effect of thinning, age and site on foliage, increment, and loss of dry matters*, Journal of Forestry, 45: 393-404.
- Marquis D.A., Ernst R.L., Stout S.L. (1984), *Prescribing silvicultural treatments in hardwood stands of the Alleghenies*, Upper Darby, USDA Forest Service.
- Marschall J.(1975), *Hilfstafern für die Forsteinrichtung*, Wien, Oesterreicher Agrarverlag.
- Marshall D.D., Bell J.F., Tappeiner J.C. (1992), *Levels of growing stock cooperative study in Douglas-fir*, Portland, USDA Forest Service.
- Matala J., Hynynen J., Miina J. (2003), *Comparison of a physiological model and a statistical model for prediction of growth and yield in boreal forests*, Ecological Modelling, 161: 95-116.
- Mayer H. (1979), *Il ruolo selvicolturale dell'abete sulle Alpi e Prealpi centro-orientali*, Annali dell'Accademia italiana di Scienze Forestali, 28:245-265.
- McArdle R.E., Meyer W.H., Bruce D. (1961), *The yield of Douglas-fir in the Pacific Northwest*, Washington, USDA Forest Service.
- McCarter J.B. (1984), *Density management of lodgepole pine* (tesi di laurea), Logan, Utah State University.
- McCarter J.B., Long J.N. (1986), *A lodgepole pine density management diagram*, Western Journal of Applied Forestry, 1: 6-11.
- McFadden G., Oliver C.D. (1988), *Three-dimensional forest growth model relating tree size, tree number, and stand age: relation to previous growth models and to self-thinning*, Forest Science, 34: 662-676.
- McGee C.E. (1984), *Heavy mortality and succession in a virgin mixed mesophytic forest*, Asheville, USDA Forest Service.
- McKinney A.L., Chaiken L.E. (1935), *A method of determining density of loblolly pine stands*, Asheville, USDA Forest Service.
- MacKinney A.L., Schumacher F.X., Chaiken L.E. (1937), *Construction of yield tables for nonnormal loblolly pine stands*, Journal of Agricultural Research, 54: 531-545.
- McLean C.D. (1981), *Relative density: the key to stocking assessment in regional analysis*, Portland, USDA Forest Service.
- McMahon T.A., Bonner J.T. (1983), *On size and life*, New York, Scientific American Books.
- McMillin J.D., Harris J.L., Allen K.K. (2001), *Insect and disease survey of the Bighorn National Forest*, Lakewood, USDA Forest Service.

- McTague J.P., Patton D.R. (1989), *Stand density index and its application in describing wildlife habitat*, Wildlife Society Bulletin, 17: 58-62.
- Meng X. (1986), *Crown shape of Douglas-fir under different sunlight environment*, Seattle, University of Washington.
- Merriam R.A., Phillips V.D. (2002), *Packing: useful tool for planted forest management*, in: Weintrub A. (cur.), *Proceedings of symposium on systems and models in forestry, Punta de Tralca, Chile, March 4-7, 2002*, Santiago, University of Chile.
- Merriam R.A., Phillips V.D., Liu W. (1995), *Early diameter growth of trees in planted forest stands*, Forest Ecology and Management, 75: 155-174.
- Metzger C. (1893), *Der Wind als massgebender Faktor für das Wachstum der Bäume*. Mundener forstliche Hefte, 5: 35-86.
- Meyer A.B., Eyre F.H. (cur.) (1958), *Forestry terminology: a glossary of technical terms used in forestry*, Wash, Society of American Foresters.
- Meyer W.H. (1938), *Yield of even-aged stands of ponderosa pine*, Washington, USDA.
- Meyer W.H. (1942), *Yield of even-aged stands of loblolly pine in northern Louisiana*, Yale, Yale University.
- Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste (1960), *Libro nazionale dei boschi da seme: conifere indigene*, Roma, Tipografia del Corpo Forestale dello Stato.
- Mitchell R.G., Preisler H.K. (1991), *Analysis of spatial patterns of lodgepole pine attacked by outbreak populations of mountain pine beetle*, Forest Science, 37: 1390-1408.
- Mitchell R.G., Preisler H.K. (1993), *Colonization patterns of the pine beetle in thinned and unthinned lodgepole pine stands*, Forest Science, 39: 528-545.
- Mitchell S. (2000), *Forest health: preliminary interpretations for wind damage*, Victoria, B.C. Ministry of Forests, Forest Practices Branch.
- Miyaniishi K.A., Hoy A.R., Cavers P.B. (1979), *A generalized law of self-thinning in plant populations*, Journal of Theoretical Biology, 78: 439-442.
- Mohler C.L., Marks P.L., Sprugel D.G. (1978), *Stand structure and allometry of trees during self-thinning of pure stands*, Journal of Ecology, 66: 599-614.
- Moore M.M., Deiter D.A. (1992), *Stand density index as a predictor of forage production in northern Arizona pine forest*, Journal of Range Management, 45(3): 267-271.
- Motta R. (1993), *Aspetti storici e paesaggio forestale nel Parco naturale Alta valle Pesio e Tanaro*, in: Bovio G., Nosenza A. (cur.), *Atti del Corso di aggiornamento gestione forestale, paesaggio, natura, Ormea (CN), 22-24 settembre 1992*, Torino, Arti Grafiche.
- Motta R., Garbarino F. (2001), *Stand history as support for Forest Management: silver fir (Abies alba Mill.) forests in the high Pesio Valley*, inviato per la pubblicazione a Journal of Ecology.
- Motta R., Garbarino F., Lingua E. (2003), *Un esempio di integrazione tra ricerca e gestione all'interno di un parco naturale: i popolamenti di abete bianco (Abies alba Mill.) in alta Valle Pesio*, Monti e Boschi, 54: 31-37.
- Motta R., Lingua E., Lussignoli R. (2001), *Interventi selvicolturali sperimentali nelle foreste del Parco Naturale Alta Valle Pesio e Tanaro*, Sherwood, 73: 1-8.

- Mulloy G.A. (1949), *Calculation of stand density index for mixed and two aged stands*, Acadia, Canada Dominion Forest Service.
- Mund M., Kummetz E., Hein M. (2001), *Growth and carbon stocks of a spruce forest chronosequence in central Europe*, *Forest Ecology and Management*, 171: 275-296.
- Nance W.L., McCutchan J.B., Talbert C.B. (1987), *Experimental approaches for evaluating genetic effects on stand growth and yield*, in: Rockwood D.L. (cur.), *Proceedings of statistical considerations in genetic testing of forest trees, 1986 workshop of southern regional information exchange group, June 1986, Gainesville, Gainesville, USDA Forest Service*.
- Naumburg E., DeWald L.E. (1999), *Relationships between Pinus ponderosa forest structure, light characteristics, and understory graminoid species presence and abundance*, *Forest Ecology and Management*, 124: 205-215.
- Nelson T.C., Brender E.V. (1963), *Comparison of stand density measures for loblolly pine cubic-foot growth prediction*, *Forest Science*, 9: 8-14.
- Newton P.F. (1997), *Stand density management diagrams: review of their development and utility in stand-level management planning*, *Forest Ecology and Management*, 98: 251-265.
- Newton P.F., Smith V.G. (1990), *Reformulated self-thinning exponents as applied to black spruce*, *Canadian Journal of Forest Research*, 20: 887-893.
- Newton P.F., Weetman G.F. (1993), *Stand density management diagrams and their development and utility in black spruce management*, *Forestry Chronicle*, 69: 421-430.
- Nola P., Motta R., Magonetti M. (2001), *Dendrocronologia dell'abete bianco (Abies alba Mill.) nel Piemonte meridionale (Provincia di Cuneo, Alpi Occidentali, Italia)*, *Dendrochronologia*: 18, 42-51.
- Norberg R.A. (1988), *Theory of growth geometry of plants and self-thinning of plant populations: geometric similarity, elastic similarity, and different growth modes of plant parts*, *American Naturalist*, 131: 220-256.
- O'Hara K.L. (1988), *Stand structure and growing space efficiency following thinning in an even-aged Douglas-fir stand*, *Canadian Forest Service*, 18: 859-866.
- O'Hara K.L. (1996), *Dynamics and stocking-level relationships of multi-aged ponderosa pine stands*, *Forest Science*, 42: Monograph 33.
- O'Hara K.L. (1998), *Silviculture for structural diversity: a new look at multiaged system*, *Journal of Forestry*, 96: 4-10.
- O'Hara K.L., Lahde E., Laiho O. (2001), *Leaf area allocation as a guide to stocking control in multi-aged, mixed-conifer forest in southern Finland*, *Forestry*, 74: 171-185.
- O'Hara K.L., Valappil N.I. (1999), *Masam: a flexible stand density management model for meeting diverse structural objectives in multiaged stands*, *Forest Ecology and Management*, 118: 57-71.
- O'Neal D.D., Houston A.E., Buckner E.R. (1995), *An index of competition based on relative crown position and size*, in: Edwards M.B., *Proceedings of the eighth biennial southern silvicultural research conference, 1994, November 1-3, Auburn, AL, St. Paul, USDA Forest Service*.
- Ogawa H., Yoda K., Kira T. (1961), *A preliminary survey on the vegetation of Thailand*, *Nature And Life In Southeast Asia*, 1: 21-157.
- Oliver C.D. (1980), *Forest development in North America following major disturbance*, *Forest Ecology and Management*, 3: 153-168.
- Oliver C.D., Larson B.C. (1996), *Forest stand dynamics*, New York, John Wiley and Sons.

- Oliver W.W., Ferrell G.T., Tappeiner J.C. (1996), *Density Management of Sierra Forests*, Portland, USDA Forest Service.
- Oliver W.W., Powers, R.F. (1978), *Growth models for ponderosa pine, I: yield of unthinned plantations in northern California*, Berkeley, USDA Forest Service.
- Ortega A., Cox F., Gonda H. (1993), *Indices de densidad de rodal aplicaciones en raleos*, Santiago, Fundación Chile.
- Osawa A., Allen R.B. (1993), *Allometric theory explains self-thinning relationships of mountain beech and red pine*, Ecology, 74:1020-1032.
- Osawa A., Sugita S. (1989), *The self-thinning rule: another interpretation of Weller's results*, Ecology, 70(1): 279-283.
- Osborne D.R. (2001), *A restoration strategy for secondary forests of Clayoquot Sound, British Columbia*, Toronto, University of Toronto.
- Page D.H. (1981), *The use of Reineke's stand density index for uneven-aged timber management* (tesi di laurea), Logan, Utah State University.
- Paine D.P., Hann D.W. (1982), *Maximum-crown width equations for southwestern Oregon tree species*, Portland, Oregon State University.
- Pedersen B.S. (1998), *Modeling tree mortality in response to short- and long-term environmental stresses*, Ecological Modelling, 105: 347-351.
- Peng C. (2000), *Understanding the role of forest simulation models in sustainable forest management*, Environmental Impact Assessment Review, 20:481-501.
- Perala D.A., Leary R.A., Cieszewski C.J. (1995), *Stockability, growth, and yield of the circumboreal aspens (Populus tremuloides Michx., P. tremula L.)*, St. Paul, USDA Forest Service.
- Perala D.A., Leary R.A., Cieszewski C.J. (1999), *Self-thinning and stockability of the circumboreal aspens (Populus tremuloides Michx., P. tremula L.)*, St. Paul, USDA Forest Service.
- Perkins D.L., Roberts D.W. (2003), *Predictive models of whitebark pine mortality from mountain pine beetle*, Forest Ecology and Management, 174: 495-510.
- Peterson W.C., Hibbs D.E. (1989), *Adjusting stand density guides for sites with low stocking potential*, Western Journal of Applied Forestry, 4: 62-65.
- Piussi P. (1994), *Selvicoltura generale*, Torino, UTET.
- Polak J. (1983), *Determining forest stand density by the method of SDI index*, Lesnictvi, 29: 871-880.
- Powelson A., Martin P. (2001), *Spacing to increase diversity within stands*, Victoria, B.C. Ministry of Forests, Forest Practices Branch.
- Pretzsch H. (2000), *The rules by Reineke, Yoda and the law of spatial allometry*, Allgemeine Forst und Jagdzeitung, 171: 205-210.
- Puettmann K.J., Hann D.W., Hibbs D.E. (1993), *Evaluation of the size-density relationships for pure red alder and Douglas-fir stands*. Forest Science, 39: 2-27.
- Puettmann K.J., Hibbs D.E., Hann D.W. (1992), *The dynamics of mixed stands of Alnus rubra and Pseudotsuga menziesii: extension of size-density analysis to species mixture*, Journal of Ecology, 80: 449-458.

- Pyke D.A., Archer S. (1991), *Plant-plant interactions affecting plant establishment and persistence on revegetated rangeland*, Journal of Range Management, 44 (6): 550-557.
- Radeloff V.C. (2003), *Forestry Biometry Lectures*, Madison, University of Wisconsin.
- Radtke P., Westfall J., Burkhart H. (2002), *Modifying the Daniel's index to indicate when competition begins*, in: Doruska P.F, Bragg D.C. (cur.), *Proceedings of the southern mensurationists' conference, Chattanooga, November 4-6, 2001*, Monticello, Arkansas Forest Resources Center.
- Raina E. (1988), *L'abetina di Stroppio (Val Maira): aspetti ecologici, fitosociologici e selvicolturali* (tesi di laurea), Torino, Università degli studi.
- Rautiainen O. (1999), *Spatial yield model for Shorea robusta in Nepal*, Forest Ecology and Management, 119: 151-162.
- Razavi A.H. (2001), *ArcView GIS Developer's Guide*, Santa Fe, On Word Press.
- Reineke L.H. (1933), *Perfecting a stand-density index for even-aged forests*. Journal of Agricultural Research, 46: 627-638.
- Rice J., Woods M., Anderson H. (1998), *Stand Stocking and Structure*, in: OMNR, *A silvicultural guide for the tolerant hardwood forest in Ontario*, Toronto, Ontario Ministry of Natural Resources.
- Ritchie M. (1999), *A compendium of forest growth and yield simulators of the Pacific Coast States*, Albany, USDA Forest Service.
- Roach B. (1977), *A stocking guide for Allegheny hardwoods and its use in controlling intermediate cuttings*, Upper Darby, USDA Forest Service.
- Roberts S.D., Long J.N., Smith F.W. (1993), *Canopy stratification and leaf area efficiency: a conceptualization*, Forest Ecology and Management, 60: 143-156.
- Rojo A., Montero G., (1996), *El pino silvestre en la sierra de Guadarrama*, Madrid, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Sakaguchi K. (1961), *Studies on basic factors in thinning*, Bulletin of Government Forest Experiment Station, 131: 1-95.
- Satoo T. (1962), *Notes on Reineke's formulation of the relation between average diameter and density of stands*, Tokyo, University of Tokyo, Faculty of Agriculture, 44(12): 343-349.
- Saunders M.R., Puettmann K.J. (2000), *A preliminary white spruce density management diagram for the lake states*, St. Paul, University of Minnesota.
- Schexnayder J.C., Dean J.T., Baldwin V.C. (2001), *Diameter growth of a slash pine spacing study five years after being thinned to a constant stand density index*, in: Outcalt, K.W., *Proceedings of the eleventh biennial southern silviculture research conference, 2001 March 20-22, Knoxville, TN, Asheville*, USDA Forest Service.
- Schlesinger W.H. (1978), *Community structure, dynamics and nutrient cycling in the Okefenokee cypress swamp-forest*, Ecological Monographs, 48: 43-65.
- Schlesinger W.H., Gill D.S. (1978), *Demographic studies of the chaparral shrub, Ceanothus megacarpus, in the Santa Ynez Mountains, California*, Ecology, 59: 1256-1263.
- Schmid B., Stöcklin J. (cur.) (1991), *Populationsbiologie der Pflanzen*, Basel, Birkhäuser Verlag.
- Schnur L. (1937), *Yield, stand, and volume tables for even-aged upland oak forests*, Washington, USDA.

- Scrosati R. (1997), *On the analysis of self-thinning among seaweeds*, Journal of Phycology, 33: 1077-1079
- Seidel K.W., Cochran P.H (1981), *Silviculture of mixed conifer forest in eastern Oregon and Washington*, Portland, USDA Forest Service.
- Shaw J.D. (2000), *Application of stand density index to irregularly structured stands*, Western Journal of Applied Forestry, 15: 40-42.
- Shaw J.D. (2002), *Silvicultural system for maintenance of structure in a forest landscape* (tesi di dottorato), Logan, Utah State University.
- Shinozaki K., Kira T. (1961), *The C-D rule, its theory and practical uses*, Journal of Biology, 12: 69-82.
- Silvertown J.W. (1982), *Introduction to plant population ecology*, London, Longman.
- Silviba Services (1996), *A survey of disturbed lands within Prince Albert model forest to assess productivity*, Prince Albert, Prince Albert Model Forest Association.
- Sivananthawerl T. (2001), *Stand density indices for forest plantations*, in: *Seventh annual forestry and environment symposium, 2001*, Nugegoda, University of Sri Jayawardenepura.
- Sivananthawerl T., Mitlöhner R. (2003), *Comparison of different stand density indices for Eucalyptus grandis (Hill) Maiden in Sri Lanka*, inedito, inviato per pubblicazione a Journal of Tropical Forest Science.
- Smith D.J. (1998), *Density Management Diagrams: development and theory*, in: Ek A.R., ZumBahlen B. (cur.), *Proceedings of improving forest productivity for timber: a key to sustainability, 1-2-3 december 1998*, St. Paul, University of Minnesota.
- Smith D.J., Woods, M.E. (1997), *Red pine and white pine density management diagrams for Ontario*, Sault Ste. Marie, Ontario Ministry of Natural Resources.
- Smith D.M. (1986), *The practice of silviculture*, New York, Wiley.
- Smith F.W, Long J.N. (1987), *Elk hiding and thermal cover guidelines in the context of lodgepole pine stand density*, Western Journal of Applied Forestry, 2: 6-10.
- Smith N.J. (1989), *A stand-density control diagram for western red cedar, Thuja plicata*, Forest Ecology and Management, 27: 235-244.
- Smith N.J., Hann D.W. (1984a), *A growth model based on the self-thinning rule*, Canadian Journal of Forest Research, 16: 330-334.
- Smith N.J., Hann D.W. (1984b), *A new analytical model based on the -3/2 power rule of self-thinning*, Canadian Journal of Forest Research, 14: 605-609.
- Smith N.J., Hann D.W. (1986), *A growth model based on the self-thinning rule*, Canadian Journal of Forest Research, 16:330-334.
- Smith S.H., Bell J.F. (1983), *Using competitive stress index to estimate diameter growth for thinned Douglas-fir stands*, Forest Science, 29: 491-499.
- Solomon D.S., Zhang L. (2002), *Maximum size-density relationship for mixed softwoods in the northeastern USA*, Forest Ecology and Management, 155: 163-170.
- Somers G.L., Farrar R.M. (1991), *Biomathematical growth equations for natural longleaf pine stands*, Forest Science, 37: 227-244.

- Sorrensen-Cothorn K.A., Ford E.D., Sprugel D.G. (1993), *A model of competition incorporating plasticity through modular foliage and crown development*, Ecological Monographs, 63: 277-304.
- Spathelf P. (1999), *Determination of thinning intensity of Pinus elliottii Engelm. stands on the basis of the spacing indices relative spacing index, stand density index and Wachsraumzahl*, in: Kleinn C., Köhl M. (cur.), *Long term observations and research in forestry, Proceedings of an IUFRO S4.11 international symposium, held at CATIE, Costa Rica, February 23 -27, 1999*, Turrialba, CATIE.
- Spathelf P. (2000), *Entwicklung eines Bestandesdichtekontrolldiagramms (density management diagram) als Entscheidungshilfe zur zielorientierten Steuerung des Wachstums von Pinus elliottii Engelm-Beständen*, Forstwissenschaftliches Centralblatt, 119: 89-99.
- Spiegel M.R. (1994) *Statistica*, Milano, McGraw-Hill.
- Spies T.A. (1997), *Forest stand structure, composition, and function*, in: Kohn K.A., Franklin J.F. (cur.), *Creating a forestry for the 21st century: the science of ecosystem management*, Washington, Island Press.
- Spies T.A. (1998), *Forest structure: a key to ecosystem*, Northwest Science, 72: 34-39.
- Sprugel D.G. (1984), *Density, biomass, productivity, and nutrient-cycling changes during stand development in wave-regenerated balsam fir forests*, Ecological Monographs, 54: 165-186.
- Spurr S.H. (1952), *Forest inventory*, New York, The Ronald Press Company.
- Stage A.R. (1968), *A three-by-three measure of site utilization for grand fir related to stand density index*, Ogden, USDA Forest Service.
- Stage A.R. (1973), *Prognosis model for stand development*, Ogden, USDA Forest Service.
- Sterba H. (1975), *Assmanns Theorie der Grundflächenhaltung und die "Competition-Density-Rule" der Japaner Kira, Ando und Tadaki*, Centralblatt für das gesamte Forstwesen, 92: 46-62.
- Sterba H. (1981), *Natürlicher Bestockungsgrad und Reinekes SDI*, Centralblatt für das gesamte Forstwesen, 98: 101-116.
- Sterba H. (1985), *Das Ertragsniveau un der maximale Stand-Density-Index nach Reineke*, Centralblatt für das gesamte Forstwesen, 102: 78-86.
- Sterba H. (1987), *Estimating potential density from thinning experiments and inventory data*, Forest Science, 33: 1022-1034.
- Sterba H., Monserud R.A. (1993), *The maximum density concept applied to uneven-aged mixed-species stands*, Forest Science, 39: 432-452.
- Stout S.L. (1987), *Planning the right residual: relative density, stand structure and species composition*, in: Nyland R.D., *Managing northern hardwoods: proceedings of a silvicultural symposium, 23-25 June 1986, State University of New York*, Syracuse, State University of New York.
- Stout, S.L., Nyland, R.D. (1986), *Role of species composition in relative density measurement in Allegheny hardwoods*, Canadian journal of Forest Research, 16: 574-579.
- Stout S.L., Larson B.C. (1988), *Relative stand density: why do we need to know?*, in: *Proceedings of future forests of the mountain west: a stand culture symposium*, Logan, USDA Forest Service.
- Sturtevant B.R., Bissonnette J.A., Long J.N. (1996), *Temporal and spatial dynamics of boreal forest structure in western Newfoundland: silvicultural implications for marten habitat management*, Forest Ecology and Management, 87: 13-25.

- Susmel L. (1959), *Ecologia, biologia e possibilità attuali di coltivazione dell'Abete bianco (Abies alba Mill.) nell'Appennino centro meridionale*, Annali dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali, 8: 165-202.
- Tadaki Y. (1966), *Some discussion on the leaf biomass of forest stands and tees*, Bulletin of Government Forestry Experiment Station, 184: 135-161.
- Tadaki Y. (1977), *Leaf biomass*, in: Shidei T., Kira T. (cur.), *Primary productivity of Japanese forests*, Tokyo, University of Tokyo Press.
- Tadaki Y., Shidei T. (1959), *Studies on the competition of forest trees: the thinning experiment on small model stand of sugi (Cryptomeria japonica) seedlings*, Nippon Rin Gakkaishi, 41: 341-349.
- Takahashi M., Mukouda M., Koono K. (2000), *Differences in genetic structure between two Japanese beech (Fagus crenata Blume) stands*, Heredity, 84: 103-115.
- Tang S., Meng F.R., Meng C.H. (1995), *The impact of initial stand density and site index on maximum stand density index and self-thinning index in a stand self-thinning model*, Forest Ecology Management, 75: 61-68.
- Tang S., Meng C.H., Wang Y.H. (1994), *A growth and self-thinning model for pure even-aged stands: theory and applications*, Forest Ecology Management, 70: 67-73.
- Tansley A.G. (1920), *The classification of vegetation and the concept of development*, Journal of Ecology, 8:118-149
- Theobald D. (1999), *GIS concepts & ArcView methods*, Denver, Colorado State University.
- Thompson R., Hanna R., Noel J. (1999), *Valuation of tree aesthetics on small urban-interface properties*, Journal of Arboriculture, 25(5): 1-16.
- Tichy K., Frank, G. (1998), *Österreichs Programm Naturwaldreservate: Österreichisches Programm zur Errichtung von Naturwaldreservaten*, Wien, Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft.
- Tiraboschi G. (1954), *Le ultime conifere spontanee delle Alpi biellesi*, Vercelli, CCIAA.
- Torres-Rojo J.M. (2000), *El area de ocupación promedio: una medida de competencia independiente de la distancia*, Agrociencia, 34: 485-495.
- Torres-Rojo J.M., Velázquez-Martínez A. (2000), *Índice de densidad relativa para rodales coetaneos mezclados*, Agrociencia, 34: 497-507.
- USDA Forest Service (1985), *Forest stand density and stocking: concepts, terms, and the use of stocking guides*, Washington, USDA Forest Service.
- USDA Forest Service (1999), *Utah northern goshawk project: environmental assessment*, Logan, USDA Forest Service.
- Vygodskaya N.N., Schulze, E.D., Tchebakova N.M. (2002), *Climatic control of stand thinning in unmanaged spruce forest of the southern taiga in European Russia*, Tellus B 54: 443-461.
- Wahlenberg W.G. (1960), *Loblolly pine: its use, ecology, regeneration, protection, growth, and management*, Durham, Duke University.
- Walker N. (1956), *Growing stock volumes in unmanaged and managed forests*, Journal of Forestry, 54: 378-383.
- Wannamaker B.A., Carleton T.J. (1983), *Self-thinning and growth of natural black spruce stands in the Clay Belt of northern Ontario*, in: Wein R.W., Riewe R.R., Methven I.R. (cur.), *Proceedings of resources*

and dynamics of the boreal zone, Thunder Bay, Ontario, Ottawa, Association of Canadian Universities for Northern Studies.

Waring R.H. (1983), *Estimating forest growth and efficiency in relation to canopy leaf area*, Advances in Ecological Research, 13: 327-354.

Waring R.H., Emmingham W.H., Gholz H.L. (1978), *Variation in maximum leaf area of coniferous forests in Oregon and its ecological significance*. Forest Science, 24: 131-140.

Waring R.H., Gholz H.L., Grier C.C. (1977), *Evaluating stem conducting tissue as an estimator of leaf area in four woody angiosperms*, Canadian Journal of Botany, 55: 1474-1477.

Waring R.H., Pitman C.B. (1980), *A simple model of host resistance to bark beetle attack*, Corvallis, Oregon State University.

Weller D.E. (1985), *A mathematical and statistical analysis of the -3/2 power rule of self-thinning in even-aged plant populations*, Knoxville, University of Tennessee.

Weller D.E. (1987a), *A reevaluation of the -3/2 power rule of self-thinning*, Ecology Monographs, 57: 23-43.

Weller D.E. (1987b), *Self-thinning exponent correlated with allometric measures of plant geometry*, Ecology, 68: 813-821.

Weller D.E. (1989), *The interspecific size-density relationship among crowded plant stands and its implications for the -3/2 power rule of self-thinning*, American Naturalist 133 (1): 20-41.

Weller D.E. (1990), *Will the real self-thinning rule please stand up? – A reply to Osawa and Sugita*, Ecology, 71: 2004-7.

Wenger K.F. (cur.) (1984), *Forestry handbook*, New York, Wiley, New York.

West P.W. (1983), *Comparison of stand density measures in even-aged regrowth eucalypt forest of southern Tasmania*, Canadian Journal of Forest Research, 13: 22-31.

West P.W., Burough C.J. (1983), *Tree suppression and the self-thinning rule in a monoculture of Pinus radiata D. Don.*, Annals of Botany, 52: 149-158.

Westoby M. (1977), *Self-thinning driven by leaf area not by weight*, Nature, 26: 330-331.

Westoby M. (1981), *The place of the self-thinning rule in population dynamics*, American Naturalist, 118: 581-587.

Westoby M. (1984), *The self-thinning rule*, Advances in Ecological Research, 14: 167-225.

Westoby M., Brown L. (1980), *The effect of clipping on self-thinning in Trifolium pretense*, Australian Journal of Ecology, 5: 407-409.

Westoby M., Howell J. (1981), *Self-thinning: the effect of shading on glasshouse population of silver beet (Beta vulgaris)*, Journal of Ecology, 69: 359-365.

Westoby M., Howell J. (1982), *Self-thinning in Trifolium subterraneum populations transferred between full daylight and shade*, Journal of Ecology, 70: 615-621.

Westveld M. (1954), *A budworm vigor-resistance classification for spruce and balsam fir*, Journal of Forestry, 52: 11-24.

Wheeler R.A. (2001), *Stocking levels for short rotation and stand density calculations*, Under The Canopy, 9: 4-5.

- White J. (1980), *Demographic factors in populations of plants*, in: Solbrig O.T. (cur.), *Demography and evolution in plant populations*, Oxford, Blackwell.
- White J. (1981), *The allometric interpretation of the self-thinning rule*, *Journal of Theoretical Biology*, 89: 475-500.
- White J. (1985), *The self-thinning rule and its application to mixtures of plant population*, London, Academic Press.
- White J., Harper J.L. (1970), *Correlated changes in plant size and number in plant populations*, *Journal of Ecology*, 58: 467-485.
- Williams R.A. (1994), *Stand density management diagram for loblolly pine plantations in North Louisiana*, *Southern Journal of Applied Forestry*, 18: 40-45.
- Williams R.A. (1996), *Stand density index for loblolly pine plantations in North Louisiana*, *Southern Journal of Applied Forestry*, 20: 110-113.
- Wilson D.S., Seymour R.S., Maguire D.A. (1999), *Density management diagram for northeastern red spruce and balsam fir forests*, *Northern Journal of Applied Forestry*, 16: 48-56.
- Wilson F.G. (1946), *Numerical expression of stocking in terms of height*, *Journal of Forestry*, 44: 758-761.
- Wilson F.G. (1979), *Thinning as an orderly discipline: a graphic spacing schedule for red pine*, *Journal of Forestry*, 77: 483-486.
- Wirth C., Schulze E.D., Kuznetova V. (2001), *Comparing the influence of site quality, stand age, fire and climate on above-ground production in Siberian Scots pine forests*, *Tree Physiology*, 22: 537-552.
- Wittwer R.F., Lynch T.B., Huebschmann M.M. (1998), *Stand density index for shortleaf pine (Pinus echinata Mill.) natural stands*, in: Waldrop T.A. (1998), *Proceedings of the ninth biennial southern silvicultural research conference, 1997 February 25-27, Clemson*, Asheville, USDA Forest Service.
- Woodall C.W., Fiedler C.E., Milner K.S. (2003), *Stand density index in uneven-aged ponderosa pine stands*, *Canadian Journal of Forest Research*, 33: 96-100.
- Yang Y., Titus S.J. (2002), *Maximum size-density relationship for constraining individual tree mortality functions*, *Forest Ecology and Management*, 168: 259-273.
- Yoda K., Kira T., Ogawa H. (1963), *Self-thinning in overcrowded pure stand under cultivated and natural conditions*, *Journal of Biology*, 14: 107-129.
- Yu-Guo, L. (1981), *The construction of yield tables with stand density diagram and site index curves*, *Scientia Silvae Sinicae*, 17: 297-301.
- Zedaker S.M. (1982), *The competition-release enigma: adding apples and oranges and coming up with lemons*, in: Jones E.P. (cur.), *Proceedings of second biennial southern silvicultural research conference, 1982 November 4-5, Atlanta*, Asheville, USDA Forest Service.
- Zeide B. (1983), *The mean diameter for stand density index*, *Canadian Journal of Forest Research*, 13: 1023-1024.
- Zeide B. (1984), *Exponential diameter distribution: interpretation of coefficients*, *Forestry*, 30: 907-912.
- Zeide B. (1985), *Tolerance and self-tolerance of trees*, *Forest Ecology and Management* 13: 149-166.
- Zeide B. (1987), *Analysis of the 3/2 power law of self-thinning*, *Forest Science*, 33: 517-537.
- Zeide B. (1991), *Self-thinning and stand density*, *Forest Science*, 37: 517-523.

Zeide B. (1995), *A relationship between size of trees and their number*, Forest Ecology and Management, 72: 265-272.

Zeide B. (2001), *Natural thinning and environmental change: an ecological process model*, Forest Ecology and Management, 154: 165-177.

Zeide B. (2002a), *In search of optimal density*, inedito, inviato per pubblicazione a Forest Science.

Zeide B. (2002b), *Perfecting stand density index*, inedito, inviato per pubblicazione a Canadian Journal of forest Research.

Zeide B., Van der Schaaf C. (2001), *The effect of density on the height-diameter relationship*, in: Outcalt K.W. (cur.), *Proceedings of the eleventh biennial southern silviculture research conference; 2001 March 20-22, Knoxville, TN*, Asheville, USDA Forest Service.

Zuuring H. (2000), *Course in forest mensuration*, Missoula, University of Montana.

Allegati

Allegato 1. Scheda per il rilievo di campagna (da IPLA, 2002a)

PIANO TERRITORIALE FORESTALE		AREA FORESTALE N.		
AdS n:	<input type="text"/> <input type="text"/> <input type="text"/> <input type="text"/>	Comunità montana:	Data.....	
Settore n.:	<input type="text"/> <input type="text"/> <input type="text"/>	comune:	rilev:.....	
		proprietà:	
Descrizione del CP				
Metodologia operativa del percorso seguito				
Coord. UTM_EST		Tipo AdS	Lettieria %	
Coord. UTM_NORD		densità camp.	Copertura erbacea %	
quota (m s.l.m.)		raggio area (m)	Copertura cespugli/sufrutrici %	
esposizione		inclinazione (gradi)	pascolamento	
popolamento		att. nat. produttiva	defogliazione	
tipo forestale		destinazione	ingiallimento	
assetto evolutivo		intervento		
stadio di sviluppo		priorità int.		
copertura chiome %		MDP		
rinnovazione		DEFP		
specie prevalente rinnovazione		DESP		
danno prevalente		esbosco		
intensità danni				
alberi campione e dominate		Dominante		Campione principale
		Campione S1		Campione S2
Specie				
Qualità				
Diametro				
Altezza				
incr. mm/10 anni				
età				
attenzione				

PIANO TERRITORIALE FORESTALE		AREA FORESTALE N.		
Area di saggio n°	UTM Est	UTM Nord	data	
specie	codice			
Larice	LD			
Pino silvestre	PS			
Abete bianco	AA			
Peccio	PA			
Pino cembro	PC			
Pino montano	PM			
specie	Codice	franco/da seme (diam. cm a 1,30 m)	pollone (diam. cm a 1,30 m)	numero ceppaie
Faggio	FS			
Castagno	CS			
Frassino maggiore	FE			
Acerò montano, ac. Riccio	AP			
Farnia	QF			
Rovere	QR			
Roverella	QP			
Robinia	RP			
QC cerro, QD altre querce, OC carpino nero, CB carpino bianco, FO orniello, AT acero campestre, TC tigli, BP betulla, PT pioppo tremolo, PO pioppi clonali, AG ontano nero, AI ontano bianco, SA sorbo montano, SU sorbo uccellatori, ST ciavardello, PN pino nero, PP pino marittimo, AL altre latifoglie, AC altre conifere, AR arbusti.				
Morte			Tot. Morte:	Tot

Allegato 2. Allegati cartografici

- A. Contributo dell'abete bianco all'area basimetrica totale.
- B. Contributo dell'abete bianco all'area basimetrica totale.
Valle Pesio – Particolare.
- C. *Stand density index* in abetine di diversa fertilità.
- D. Area forestale 7 (Valle Varaita).
Densità relativa (*Stand density index*) nel campione esaminato.
- E. Area forestale 8 (Valle Maira).
Densità relativa (*Stand density index*) nel campione esaminato.
- F. Area forestale 9 (Valle Grana).
Densità relativa (*Stand density index*) nel campione esaminato.
- G. Area forestale 10 (Valle Stura).
Densità relativa (*Stand density index*) nel campione esaminato.
- H. Area forestale 11 (Valli Gesso, Vermenagna e Pesio).
Densità relativa (*Stand density index*) nel campione esaminato.
- I. Area forestale 12 (Valli Monregalesi).
Densità relativa (*Stand density index*) nel campione esaminato.
- L. Area forestale 13 (Alta Val Tanaro, Mongia e Cevetta).
Densità relativa (*Stand density index*) nel campione esaminato.

Abstract

La struttura è il carattere principale che descrive i popolamenti vegetali; la conoscenza della struttura e della densità è utile per la comprensione delle relazioni tra le popolazioni e delle modalità con cui esse si ripartiscono le risorse. Questa ricerca esamina innanzitutto le diverse misure di densità che sono state proposte in letteratura, individuando i fattori che guidano la scelta dell'indice più opportuno. Le misure di densità relativa pongono a confronto una densità assoluta con un valore standard di riferimento. Sono basate su una descrizione matematica dello sviluppo del popolamento, rappresentato graficamente da una curva di sviluppo standard; gli indici più efficaci comprendono un'espressione delle dimensioni medie e la densità. Con l'instaurarsi dell'autodiradamento, l'aumento delle dimensioni medie degli alberi è associato ad una diminuzione della densità; sebbene la validità di tale relazione abbia suscitato diversi dubbi, la sua interpretazione come limite superiore allo sviluppo è valida almeno per le singole specie.

Lo *Stand density index* di Reineke (1933) esprime la relazione negativa tra il numero di piante per unità di superficie e il diametro medio in popolamenti coetanei non disturbati, definendo una base scientifica per valutare la competizione e lo stress nei popolamenti forestali. Il contributo delle singole componenti del popolamento allo *Stand density index* totale è additivo, cosicché questo indice è applicabile a strutture sia coetanee che disetanee e irregolari. Vengono presentati i diversi contributi che la ricerca ha apportato alla definizione di questa misura di densità; nella realtà italiana si propone di dare un particolare risalto alle applicazioni ecologiche dello *Stand density index*, che può essere utilizzato per valutare gli habitat di diverse specie animali o la stabilità biologica e strutturale dei popolamenti.

L'obiettivo della ricerca è introdurre i concetti propri dello *Stand density index* nella selvicoltura italiana, applicando i metodi per la sua valutazione a popolamenti di abete bianco (*Abies alba* Mill.) in provincia di Cuneo. Si sono utilizzati allo scopo i dati rilevati in occasione della redazione dei Piani forestali territoriali della Regione Piemonte, che hanno così potuto trovare un'adeguata valorizzazione; i dati provengono da 186 aree di saggio, dislocate nella fascia montana e subalpina della provincia.

Un modello di autodiradamento lineare, caratterizzato da semplicità di elaborazione e da un buon adattamento ai dati del campione, è stato ritenuto adeguato ad una ricerca di carattere esplorativo. Si è valutato lo *Stand density index* massimo che i popolamenti di abete bianco possono assumere, sia con il metodo tradizionale che con quello additivo; quest'ultimo, più consono alla particolare struttura dei boschi in esame, ha prodotto valori di *Stand density index* minori. Per elaborare la relazione completa tra diametro medio e densità per i popolamenti osservati sono state scelte solo le aree in cui l'abete bianco rappresentava almeno l'80% dell'area basimetrica. Applicando al nuovo campione, composto di 78 aree di saggio, un modello di regressione lineare, la pendenza della linea limitante dimensione-densità per l'abete bianco è risultata essere -1,491, un valore minore ma non significativamente differente da quello originariamente indicata da Reineke per diverse specie (-1,605). Si propone di calcolare lo *Stand density index* dei singoli popolamenti assumendo come esponente il valore individuato, e di utilizzare la formulazione additiva che è la più generalmente applicabile. Seguendo tali indicazioni, si è individuato quale *Stand density index* massimo per l'abete bianco il valore di 1359 in unità di misura metriche decimali. Tale valore è stato messo a confronto con quelli indicati in letteratura per la stessa specie e per specie ecologicamente simili.

I popolamenti esaminati nel loro complesso mostrano *Stand density index* variabili dal 6% al 162% rispetto al massimo; tuttavia, il 50% dei popolamenti ha uno *Stand density index* compreso tra il 35% e il 60%, ed il 74% del campione mostra uno *Stand density index* variabile dal 25% al 60% del valore massimo. In base ai risultati è possibile affermare che la maggior parte delle abetine esaminate si trovano ad uno stadio di sviluppo inferiore al massimo teorico di sfruttamento delle risorse e di competizione per questa specie.

Lo *Stand density index* fornisce un valido modello delle dinamiche strutturali nei popolamenti di abete bianco; costituisce pertanto un efficace parametro descrittivo di carattere selvicolturale ed ecologico dei popolamenti forestali, e rappresenta un'utile base per elaborare previsioni di sviluppo dei popolamenti e confrontarle con gli obiettivi gestionali desiderati. La possibilità di seguire nel tempo lo sviluppo dei popolamenti potrebbe rivelarsi uno strumento prezioso per l'applicazione di modelli di sviluppo più

dettagliati ed affidabili; ulteriori ricerche, effettuate su un campione rappresentativo di una realtà territoriale più estesa, potranno confermare le tendenze individuate.

Tirocinio pratico-applicativo: relazione conclusiva

Il mio tirocinio pratico applicativo si è svolto dal 1 febbraio al 31 maggio 2003, per un totale di 13 giorni lavorativi, presso l'Istituto per le Piante da Legno e l'Ambiente (I.P.L.A. S.p.A.). L'oggetto del tirocinio è stato reperire e predisporre per l'analisi carote incrementali di Abete bianco (*Abies alba* Mill.), prelevate da sei Aree Forestali nel corso dei rilievi eseguiti per l'elaborazione dei Piani Forestali Territoriali del Piemonte.

I campioni riguardavano popolamenti delle aree forestali Valle Maira, Val Grana, Valle Stura, Valli Gesso, Vermenagna e Pesio, Valli Monregalesi ed Alta Val Tanaro, Mongia e Cevetta; da tali aree sono stati rilevati anche i dati dendrometrici e strutturali che ho utilizzato per la stesura della tesi di laurea.

La misurazione dello spessore degli anelli legnosi in sezione trasversale consente di valutare la dinamica di accrescimento delle specie arboree nel tempo. La preparazione dei 186 campioni esaminati è da considerarsi una fase preliminare al successivo conteggio degli anelli annuali di accrescimento, alla misurazione delle loro ampiezze e alla realizzazione di elaborazioni statistiche dei dati incrementali.

Nei climi temperati l'attività cambiale si manifesta formando una successione di anelli concentrici facilmente individuabili nella sezione trasversale di un tronco, ciascuno dei quali corrisponde a un anno di vita dell'albero. Ogni anello è costituito da una porzione di legno primaticcio, che si è originato subito dopo la ripresa dell'attività cambiale, e da una di legno tardivo, formatosi verso la fine del periodo vegetativo: quest'ultimo è caratterizzato da una densità maggiore rispetto al primo e si distingue generalmente per una colorazione più scura.

Lo studio degli anelli annuali può essere effettuato sia su rotelle sia su carote incrementali, cilindretti di legno del diametro di 5 millimetri che dalla corteccia si dirigono fino al centro del fusto, prelevati mediante il succhiello di Pressler. L'uso delle carote per la determinazione delle età presenta notevoli vantaggi: il prelievo non è invasivo, poiché non è necessario abbattere l'albero (aspetto importante per monitoraggi

di lungo periodo o ricerche in aree di interesse ambientale) e non si inducono conseguenze negative alle singole piante; inoltre il costo di prelievo, trasporto e analisi del materiale è complessivamente ridotto.

Le tecniche di trattamento dei campioni e di rilevazione ed elaborazione dei dati dendrocronologici sono attualmente ben sviluppate e standardizzate. Subito dopo l'estrazione dell'albero, ogni campione è stato fissato ad un supporto idoneo con nastro adesivo, per permettergli di modificare liberamente le dimensioni durante la fase di perdita di umidità. Trascorso un tempo sufficiente affinché il campione raggiunga l'umidità di equilibrio, e di conseguenza una relativa stabilità dimensionale (non meno di sei o sette ore, ma solitamente il giorno successivo al prelievo), occorre procedere all'incollaggio su supporto.

Tuttavia, ho potuto riscontrare che i campioni reperiti erano stati preparati in modi diversi e su supporti assai eterogenei. Dal momento che nella maggior parte dei casi non era stato effettuato il montaggio definitivo, la prima fase del mio lavoro di preparazione in laboratorio è consistita nell'incollaggio di tutte le carote incrementali su un idoneo supporto di legno, in modo da poter disporre di campioni adeguatamente standardizzati e correttamente leggibili. Durante questa fase è stato necessario porre particolare attenzione alla disposizione della fibratura del legno, orientandola verticalmente in modo da rendere agevole la misurazione dell'ampiezza degli anelli.

Dopo un periodo minimo di ventiquattro ore, trascorso il quale la fase di incollaggio si può considerare terminata, ho proceduto ad una prima levigatura meccanica del campione con levigatrice a nastro e carta abrasiva grossolana (p150). Ho effettuato in seguito un trattamento con carte abrasive progressivamente più fini e per concludere una rifinitura manuale di precisione con levigatrice orbitale e carta abrasiva p800. Tale lavorazione ha permesso di ottenere superfici piane e regolari, in modo da evidenziare a forte ingrandimento gli elementi strutturali del legno.

Grazie a questa procedura, i campioni sono stati predisposti per l'analisi dei dati incrementali, effettuata tramite un'apposita strumentazione. Il metodo che offre i risultati migliori con impiego di mezzi relativamente economici è la misurazione dello spessore degli anelli, ossia della distanza fra due successivi limiti di accrescimento. Si

utilizzano per il rilevamento apparecchiature costituite da un microscopio binoculare posto sopra ad un carrello con vite micrometrica, a sua volta collegata con un apparecchio per la registrazione dei valori. Le misure, che raggiungono la precisione del centesimo di millimetro, vengono trasmesse direttamente al calcolatore ed inserite in un software per l'archiviazione, l'*editing* e l'elaborazione statistica delle serie cronologiche: le distanze misurate vengono riportate su scala logaritmica e rapportate ad una scala cronologica orizzontale. Ad ogni carota corrisponde, in questo modo, una serie di misure delle ampiezze degli anelli, che può essere tradotta in una serie temporale.