UNIVERSITÀ POLITECNICA DELLE MARCHE

DIPARTIMENTO DI SCIENZE AGRARIE, ALIMENTARI E AMBIENTALI (D3A)

CORSO DI LAUREA MAGISTRALE IN SCIENZE FORESTALI, DEI SUOLI E DEL PAESAGGIO (LM-73)

Effetti di diradamenti ed eventi siccitosi su accrescimento radiale di *Quercus subpyrenaica* (Spagna).

Radial growth response to thinning and drought events in *Quercus subpyrenaica* (Spain).

Tesi di Laurea di
Brega Federico

Relatore
Dr. Alessandro Vitali

Correlatore
Dr. Enrico Tonelli

Correlatore
Prof. Carlo Urbinati

ANNO ACCADEMICO 2020-2021

SESSIONE STRAORDINARIA FEBBRAIO 2022

SOMMARIO

1. INTRODUZIONE 2

1.1 Ecologia e distribuzione di *Quercus subpyrenaica* 2

1.2 Cambiamento climatico ed effetti dello stress idrico sulle foreste mediterranee 7

1.3 Resistenza, resilienza e recupero delle foreste a disturbi e stress 10

1.4 La gestione forestale per l'adattamento ai cambiamenti climatici 11

2 MATERIALI E METODI 15

2.1 Area studio 15

2.2 Rilievo in campo e raccolta campioni 19

2.3 Preparazione e misurazione dei campioni legnosi 22

2.4 Analisi della risposta all'intervento di diradamento 23

2.5 Analisi delle relazioni clima-accrescimento 25

2.6 Analisi delle risposte alla siccità 26

3 RISULTATI e DISCUSSIONE 27

3.1 Struttura e composizione specifica 27

3.2 Dinamica di accrescimento di *Q. subpyrenaica* e risposta al diradamento 32

3.3 Relazioni clima-accrescimento 36

3.4 Risposta dei popolamenti allo stress idrico 39

4 CONCLUSIONI 42

BIBLIOGRAFIA e SITOGRAFIA 43

1. INTRODUZIONE

1.1 Ecologia e distribuzione di *Quercus subpyrenaica*

Il genere *Quercus* comprende circa 500 specie di alberi e arbusti distribuiti su gran parte dell'emisfero settentrionale (Nixon, 1993). Sono frequenti nelle foreste temperate del Nord America, Europa e Asia, e oltre ad essere importanti nei boschi mediterranei e nelle foreste subtropicali (Manos et al., 1999), sono indispensabili per la fornitura di servizi ecosistemici di regolazione, approvvigionamento, supporto e culturali (Vila-Viçosa et al.,2020).

La penisola iberica ospita la metà delle specie di quercia europee; è uno dei principali rifugi glaciali e un importante hotspot per il gruppo delle querce bianche per la sua storia paleoclimatica e per la presenza di due importanti regioni biogeografiche, quella Eurosiberiana e quella mediterranea (Vila-Viçosa et al., 2020).

L'ecotono tra queste due grandi unità biogeografiche è di notevole interesse per biologi ed ecologi per l'elevata biodiversità che contengono. Oltre a consentire la crescita dei taxa delle regioni climatiche adiacenti, possono ospitare taxa unici (De Dios et al., 2009). Ciò favorisce la speciazione, promossa dallo scambio genetico tra popolazioni di specie legate da una stretta parentela, permettendo a queste di persistere grazie all'equilibrio tra i processi di selezione (Barton e Hewitt, 1985). Inoltre, le condizioni climatiche delle zone di transizione consentono loro di agire come ponti per favorire il movimento di diversi taxa durante i periodi di cambiamento ambientale. A volte possono fungere da isole dove, a causa delle loro particolari condizioni, è favorita la sopravvivenza di alcune popolazioni relitte.

Il contatto tra le due regioni biogeografiche è generalmente graduale. Tra di esse esiste una zona in cui entrambe si diluiscono e si mescolano. Tali aree sono generalmente chiamate submediterranee. Il termine "submediterraneo" è però molto ambiguo, sia rispetto ai confini dei territori ai quali si riferisce sia alle caratteristiche delle specie che vi crescono. L'unico accordo raggiunto tra gli esperti riguarda le caratteristiche climatiche; tuttavia, gli studi mostrano che i territori submediterranei non possono essere caratterizzati semplicemente sulla base degli elementi climatici in quanto possono essere sede di taxa di intere comunità vegetali che non si trovano in nessuna delle due regioni adiacenti (De Dios et al., 2009). A causa delle loro particolari caratteristiche, le aree submediterranee sono molto sensibili ai cambiamenti (Gosz, 1992). Eventuali alterazioni delle condizioni climatiche potrebbero portare alla scomparsa di molte specie e comunità vegetali unici, o comunque costringerle a migrare più a nord (Petit et al., 2005).

Nella zona di transizione submediterranea, le principali comunità forestali sono formate da alcune specie di *Quercus* marcescenti (ovvero con fogliame semi-persistente). Mentre nelle altre piante decidue l'abscissione delle foglie avviene solitamente alla fine della stagione vegetativa ovvero prima dell'inizio dell'inverno, in alcuni alberi e arbusti come *Quercus pyrenaica* Willd. o *Q. faginea* Lam., la caduta delle foglie avviene dopo il germogliamento primaverile; ciò può essere visto come adattamento ecologico alle particolari condizioni delle aree submediterranee. I territori che ospitano queste specie, infatti, essendo caratterizzati da estati siccitose ed inverni freddi, influenzano molto il loro periodo di crescita. La marcescenza quindi si verifica perché queste piante, vivendo in zone piuttosto aride, hanno un periodo vegetativo utile breve (parte della primavera e dell'autunno), che può essere prolungato solo con un germogliamento anticipato in primavera e un ritardo della senescenza fogliare in autunno. La durata dei due periodi favorevoli alla crescita delle piante (primavera e autunno) nei climi mediterranei varia molto a seconda dei diversi fitoclimi, della profondità del suolo, posizione topografica e variabilità climatica interannuale (Martı´ et al., 2004). La marcescenza è tipica anche della *Quercus subpyrenaica* (Villar) Rivas Mart. & C. Saenz che come dimostrato da Abadıa et al., (1996) possiede foglie che sono capaci di svolgere attività fotosintetica anche negli ultimi 1-2 mesi della stagione di crescita (settembre e ottobre), aumentando notevolmente le capacità di assimilazione del carbonio

Nella Spagna nordorientale, *Q. faginea* e *Q. pubescens* Willd., 1805 costituiscono il principale elemento di transizione nelle foreste decidue tra la regione Eurosiberiana e Mediterranea (Fig.1). *Q. faginea* è limitata al Marocco e alla penisola iberica nella quale è ampiamente distribuita negli altopiani della Castiglia e dell'Aragona oltre alle altre aree incluse nella zona Mediterranea, principalmente in siti con suoli basici e climi subumidi (precipitazioni estive >100 mm, 600–1200 m s.l.m) (Loidi e Herrera, 1990; Himrane et al., 2004). Inoltre, *Q. faginea* è dominante verso l'ovest della Spagna, dove predominano gli aplotipi iberici; verso est viene sostituita da *Q. pubescens*, dove sono più frequenti aplotipi europei (Himrane et al.,2004). *Q. pubescens* è una specie submediterranea che raggiunge le montagne (precipitazioni estive >150 mm, 400–1.500 m) dei Pirenei spagnoli (Himrane et al., 2004). Entra nella Penisola Iberica attraverso le pendici meridionali della catena dei Pirenei. Le popolazioni situate più a ovest raggiungono la provincia di Navarra e gli habitat in cui cresce questa specie sono molto simili, nel loro aspetto edafico e climatico, a quelli occupati da *Q. faginea* (Loidi e Herrera, 1990).

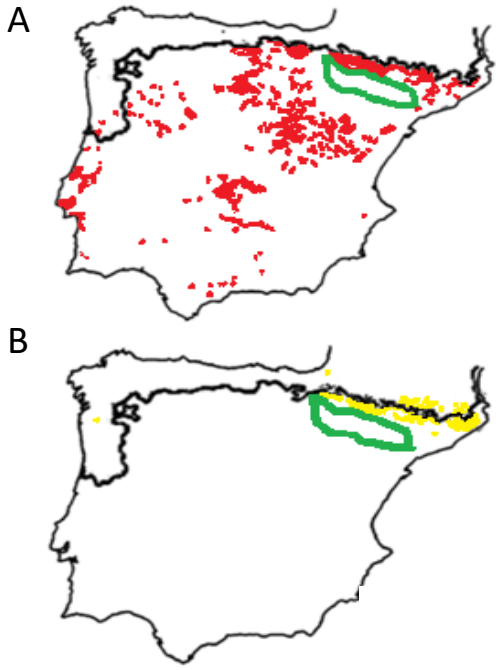


Fig. 1 – Distribuzione di **a** *Q.faginea* in rosso e **b** *Q. pubescens* in giallo, nella Penisola Iberica. La linea verde include l'area in cui si può trovare *Q. subpyrenaica*. La linea nera separa le aree a vegetazione di tipo mediterraneo (sud) ed eurosiberiano (nord) (Himrane et al., 2004, modificato).

Il contatto tra le due specie e la fenologia a fioritura precoce di *Q. faginea* (da marzo ad aprile) rispetto a *Q. pubescens* (aprile a maggio) spiegano la loro ibridazione introgressiva, poiché *Q. faginea* funge da genitore femmina (Olalde et al. 2002). Ciò ha portato Huguet del Villar (1935) a descrivere l'ibrido tra le due specie che chiamò *Quercus subpyrenaica* E.H. del Villar. Le popolazioni di *Q. subpyrenaica* si trovano principalmente nei Prepirenei spagnoli, essenzialmente nelle aree centrali e occidentali (Fig. 1). Le foglie negli alberi adulti sono ellittiche e pubescenti con lobi triangolari spesso dentati e una lunghezza della lamina da 4 a 12 cm (Fig. 2).

Fig. 2 - *Quercus pubescens* subsp. *subpyrenaica* (Villar) Rivas Mart. & C. Saenz.

Huguet del Villar (1935) descrisse due gruppi all'interno dell'ibrido:

(i) *Q. subpyrenaica fagineae*, con una ghianda a cupola acuta ricoperta da squame e una foglia con tricomi raggruppati in gruppi stellati nella faccia inferiore;

(ii) *Q. subpyrenaica pubescentis*, con una cupola caratterizzata da linee rette e tricomi fogliari abassiali riuniti in cluster.

Oltre ai due gruppi morfologici già osservati (*Q. subpyrenaica fagineae* e *Q. subpyrenaica pubescentis*), Himrane e Camarero nel 2004 descrissero un nuovo gruppo, il tipo *robur*, che potrebbe essere il prodotto dell'ibridazione tra *Q. subpyrenaica* e specie del gruppo *robur* (*Q. petraea*, *Q. robur*) che dominano i boschi della parte ovest dei Pirenei spagnoli.

Gli ibridi possono avere una *fitness* uguale o addirittura maggiore rispetto alla loro specie parentale. Generalmente gli ibridi F1 hanno *fitness* piuttosto basse, mentre quelli di molte generazioni che assomigliano all'una o all'altra specie parentale, hanno una capacità adattativa migliore. Dunque, l'ibridazione potrebbe contribuire alla divergenza ecologica in querce e altre specie vegetali (Schweitzer et al., 2002).

La catena dei Pirenei (Fig.3), si estende dalla Navarra nord-orientale, vicino al Golfo di Biscaglia, alla Catalogna nord-orientale, vicino alla costa mediterranea; nel suo tratto centrale è lunga 400 km e larga 150 km.

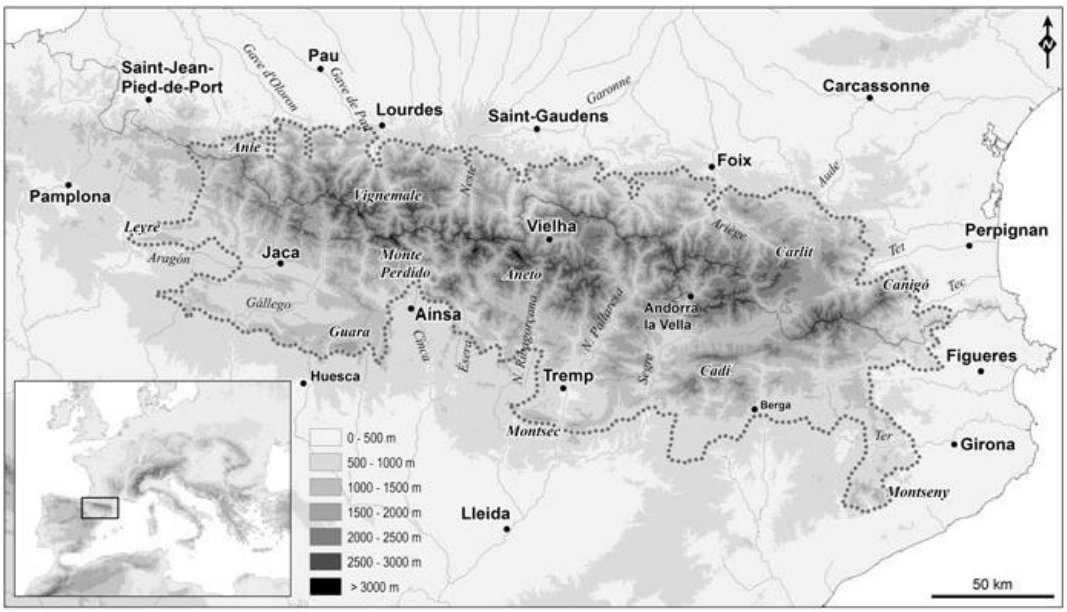


Fig.3 - Mappa fisionomica dell'area dei Pirenei che comprende i monti al di sopra di ~500-700 m (Loidi et al., 2017).

Come altri grandi massicci, i Pirenei formano un complesso mosaico di bioclimi principalmente correlati alle condizioni contrastanti fra la zona Atlantica e Mediterranea. Una forte influenza atlantica penetra nel bordo più occidentale dei Pirenei e nel lato

settentrionale della catena fino al fiume Ariege, portando nelle quote più basse a un bioclima oceanico temperato, con inverni moderatamente freddi e una lunga stagione di crescita con piogge regolari. Al contrario, la maggior parte delle aree lungo il lato meridionale mostrano un bioclima mediterraneo caratterizzato da estati calde e secche. Le precipitazioni medie annuali variano da 200–300 a 700–800 mm, con picchi in primavera e in autunno.

Tra questi distinti bioclimi, le aree di transizione che si trovano a quote più basse nel margine orientale dei Pirenei e nel sud-ovest e sud-est, mostrano un clima submediterraneo. È una variante bioclimatica del clima mediterraneo ed è caratterizzato da inverni più freddi e umidi ed estati moderatamente siccitose. In questa zona lo stress da freddo invernale e lo stress da siccità estiva hanno intensità diverse a seconda del gradiente altimetrico e dei fattori morfologici del terreno come pendenza, esposizione e inclinazione; le piante così non solo devono manifestare tolleranza allo stress da siccità ma anche una buona resistenza al gelo (Loidi, 2017; Scocco et al., 2016). Questo carattere submediterraneo è particolarmente evidente nella fascia submontana dei Pirenei, nelle foreste formate principalmente da querce marcescenti (*Quercus faginea*, *Quercus pubescens*, *Quercus subpyrenaica*), ma anche pini (*Pinus nigra* subsp. salzmannii, *Pinus sylvestris*) e persino il leccio (*Quercus ilex*) nelle zone più secche. La stratificazione in queste foreste non è così densa come nelle foreste atlantiche, permettendo la crescita di un sottobosco eliofilo. Querceti mesoxerofili di *Quercus faginea* (o *Quercus subpyrenaica*) sono comuni nei Prepirenei subcontinentali fino a circa 1000 m, su rilievi in pendenza o in depressioni interessate da inversione termica legati a calcari o marne. Sono una buona espressione del carattere di transizione dalle sclerofille della parte meridionale alle foreste decidue settentrionali. Nelle zone più miti, all'interno della fascia submontana, la principale specie arborea è *Quercus pubescens*, insieme a *Quercus subpyrenaica* e *Pinus silvestris*. L'associazione più diffusa è il Buxo sempervirentis Quercetum pubescentis, che copre un ampio range altitudinale (600-1500 m). Queste foreste riflettono ancora una certa influenza mediterranea, come si nota dall'abbondanza nel sottobosco del *Buxus sempervirens* e di altri taxa tipicamente mediterranei.

Altra condizione in cui si trova *Q. subpyrenaica* sono i substrati marnosi alcalini, nell'area centro nord-orientale della Spagna e all'interno del bacino dell'Ebro, nella zona di transizione submontana dei Pirenei, a contatto con le foreste di *Q. pubescens*. Qui occupa una striscia tra le foreste di *Quercus rotundifolia* (Buxo-Quercetum rotundifoliae) e i boschi della pianura pirenaica di *Quercus pubescens* (Buxo-Quercetum pubescentis). In tale situazione si verifica frequentemente l'ibridazione tra le due querce e la nascita di *Quercus subpyrenaica*; l'associazione in queste foreste è il *Violo willkommi-Quercetum fagineae*.

Come di solito si verifica nelle foreste submediterranee, l'abbondanza di luce all'interno della foresta e la ricchezza di nutrienti, produce un fitto sottobosco formato da numerose specie spinose che lo rendono praticamente impenetrabile.
Lo strato arboreo è formato principalmente da *Quercus faginea* e ibridi, ma spesso anche individui di *Sorbus domestica*, *Acer campestre*, *Acer monspessulanum* e *Quercus rotundifolia*. Lo strato arbustivo, ricco di specie e denso, è popolato da specie tipiche delle zone submediterranee come *Amelanchier ovalis, Viburnum lantana, Buxus sempervirens, Cornus sanguinea, Crataegus monogyna, Emerus major, Ligustrum vulgare, Lonicera etrusca, Juniperus communis, Prunus mahaleb, Prunus spinosa, Rhamnus saxatilis, ecc.*
Lo strato erbaceo è formato da *Brachypodium phoenicoides*, *Helleborus foetidus*, *Paeonia officinalis* subsp. *microcarpa*, *Primula veris* subsp. *colonnae*, *Tanacetum corymbosum*, *Viola willkommii* e altri. L'influenza mediterranea è cospicua e rappresentata da *Carex hallerana*, *Juniperus oxycedrus*, *Quercus coccifera* e *Teucrium chamaedrys* (Loidi, 2017).

1.2 Cambiamento climatico ed effetti dello stress idrico sulle foreste mediterranee

I disturbi sono processi chiave nelle dinamiche degli ecosistemi forestali. Influiscono fortemente sulla struttura, composizione e funzionamento degli ecosistemi forestali e determinano le loro distribuzioni spaziali e temporali. Gli incendi boschivi e gli eventi di siccità su larga scala sono esempi di eventi di disturbo direttamente dipendenti dal clima. Recenti episodi di caldo/siccità come la forte ondata di calore registrata in Europa nel 2003 e il periodo di siccità negli Stati Uniti sud-occidentali hanno avuto forti impatti sulle foreste, ed è probabile che si verificheranno più frequentemente nei prossimi decenni (Seidl et al., 2011). La regione mediterranea si trova in una zona di transizione tra il clima arido del Nord Africa e il clima temperato e piovoso dell'Europa centrale ed è interessata dalle interazioni tra i fenomeni delle medie latitudini e tropicali. A causa di queste caratteristiche, anche piccole modifiche della circolazione generale, ad es. cambiamenti nella posizione delle tempeste alle medie latitudini o delle celle subtropicali di alta pressione, possono portare a cambiamenti sostanziali nel clima. Ciò rende il Mediterraneo una regione potenzialmente vulnerabile ai cambiamenti climatici in atto, come lo è già stata per quelli avvenuti in passato (Giorgi e Lionello., 2008).
Secondo gli esperti del Gruppo intergovernativo sul Cambiamento climatico (IPCC), la temperatura superficiale globale continuerà ad aumentare almeno fino alla metà del secolo di 1,5°C e 2°C, a meno che non ci saranno profonde riduzioni delle emissioni di CO_2 e altri

di gas serra nei prossimi decenni. La maggior parte delle regioni subtropicali e delle medie latitudini potrebbero vedere periodi siccitosi sempre più lunghi (Bernstein et al.,2008; Zhongming et al.,2021). La porzione di superficie terrestre affetta da siccità estreme potrebbe aumentare dall'1% attuale, al 30% entro la fine del ventunesimo secolo (Burke et al., 2006).

Questo fenomeno potrebbe comportare un aumento della mortalità degli alberi che vivono in quelle zone, con importanti ripercussioni economiche ed ecologiche. La maggior parte dei processi di declino dei boschi sono infatti innescati da episodi estremi (Peguero-Pina et al., 2015). Secondo le attuali conoscenze sono tre le potenziali cause che possono spiegare la morte degli alberi dovuta alla siccità:

- embolia indotta da cavitazione;
- esaurimento delle riserve di carboidrati nei periodi di prolungata chiusura stomatica;
- attacchi di insetti e patogeni la cui pullulazione risulta favorita dalle specifiche condizioni climatiche.

Questi tre fattori non solo non si escludono a vicenda, ma possono avvicendarsi, interagire ed ampliare i singoli effetti. Infatti, la cavitazione o altri problemi idraulici, potrebbero causare la chiusura degli stomi portando a una riduzione dell'attività fotosintetica e una successiva carenza di carbonio disponibile. A sua volta, quest'ultima e la relativa compromissione del funzionamento del floema, potrebbero inibire i meccanismi responsabili del riempimento dei condotti embolizzati, esacerbando così gli effetti dall'interruzione del trasporto di acqua. Infine, il deficit di carbonio potrebbe ridurre la produzione di metaboliti coinvolti nelle strategie di difesa delle piante, favorendo gli attacchi di agenti biotici che potranno portare al blocco dello xilema (Nardini et al., 2013). È stato anche osservato che lo stress da siccità riduce progressivamente i tassi di assimilazione della CO_2 a causa della compromissione della conduttanza stomatica. Riduce la dimensione delle foglie, l'estensione degli steli, la proliferazione delle radici, distrugge i pigmenti fotosintetici e diminuisce lo scambio di gas portando a una riduzione della crescita e della produttività delle piante (Anjum et al., 2011). Diversi episodi di siccità estrema con estesi disseccamenti della chioma e mortalità diffusa sono stati segnalati nelle aree mediterranee sud-europee durante il 1980 e 1990 (Peguero-Pina et al., 2015). Un altro esempio riguarda gli episodi estivi del 2011 e del 2012, in cui a seguito delle alte temperature e della scarsità di piogge, nella maggior parte dei popolamenti di *Quercus subpyrenaica* nei territori nord-orientali della Penisola Iberica numerosi individui sono prematuramente dissecati. Da un lato, sebbene la *Q. subpyrenaica* possieda un sistema vascolare xilematico fogliare molto più vulnerabile rispetto a quello dei

rami, la risposta osservata potrebbe essere un meccanismo di salvaguardia della pianta che tenta di preservare l'integrità dei rami principali dalla cavitazione. In questo modo, consentirebbe un adeguato ricambio delle gemme nella primavera successiva. L'appassimento anticipato sarebbe perciò un adattamento fronteggiare le condizioni climatiche estreme (Peguero-Pina et al., 2015). Nonostante i meccanismi indicati sembrino dispendiosi, l'appassimento fogliare prematuro può minacciare la crescita a lungo termine e la sopravvivenza degli alberi di *Q. subpyrenaica*. Una volta interrotta l'attività fotosintetica, infatti, essa non può essere ripresa nonostante sia terminato il periodo estivo più secco e sebbene l'inizio dell'autunno costituisca un momento favorevole per l'assimilazione del carbonio. Pertanto, oltre a compromette la produzione di legno tardivo, questa strategia può causare la morte dell'albero per lo scarso assorbimento di carbonio (Peguero-Pina et al., 2015). Considerando l'ipotesi dell'aumento di frequenza e intensità degli eventi siccitosi estremi (Saunders et al., 2014), l'incidenza dell'avvizzimento prematuro potrebbe avere effetti ancora più gravi su quegli individui di *Q. subpyrenaica* che vivono in suoli poco profondi, rischiando di essere sostituiti dal *Quercus ilex* L., molto più xerotollerante (Hernández et al., 2017). Hernández et al., (2017) nei boschi della Navarra riportano sia un innalzamento altitudinale (fra 50 m 150 m) di *Q. subpyrenaica*, *Pinus sylvestris* e *Fagus sylvatica* e un aumento nella diffusione di *Q. ilex* in area submediterranea, sostenendo l'ipotesi di una progressiva "mediterranizzazione" di quegli ambienti.

Gli effetti della siccità sono evidenti dopo un lungo periodo di scarsità di precipitazioni, il che rende molto difficile determinarne l'inizio, l'estensione e la fine ma anche le caratteristiche in termini di intensità ed estensione spaziale. Molti sforzi sono stati dedicati allo sviluppo di tecniche per l'analisi e il monitoraggio. Tra questi, l'approccio più diffuso ha seguito la definizione di indici quantitativi, ma la soggettività nella definizione di siccità ha reso estremamente complicato stabilire un indice unico e universale. Attualmente sono disponibili il *Palmer Drought Severity Index* (PDSI) (Palmer, 1965) basato su un'equazione di bilancio idrico del suolo, o lo *Standardized Precipitation Index* (SPI) (McKee et al., 1993), basato su un approccio probabilistico di precipitazione. Tuttavia, questi due indici presentano dei limiti, tra cui il più importante è il fatto che non permettono lo studio multiscala, essenziale sia per valutare la siccità in relazione a diversi sistemi idrologici, sia per differenziare tra diversi tipi di siccità. Vicente-Serrano et al., (2010) hanno formulato lo *Standardized Precipitation Evapotranspiration Index* (SPEI), basato su precipitazioni e PET (Evapotraspirazione potenziale) che per le sue caratteristiche multi-scala permette l'identificazione di diversi tipi di siccità e impatti nel contesto del riscaldamento globale. Lo

SPEI è molto semplice da calcolare e si basa sulla procedura dello SPI. Lo SPI viene determinato utilizzando le precipitazioni mensili (o settimanali) come dati di input. Lo SPEI utilizza la differenza mensile (o settimanale) tra precipitazioni e PET. Rappresenta perciò un semplice bilancio idrico che viene calcolato a diverse scale temporali secondo la seguente formula:

$$SPEI = W - \frac{C_0 + C_1 W + C_2 W^2}{1 + d_1 W + d_2 W^2 + d_3 W^3}$$

dove: W = -2 ln (P).

Per P≤0,5, essendo P la probabilità di superare un determinato valore D, P =1-F(x). Se P>0,5, P è sostituito da 1−P e il segno dello SPEI risultante è invertito. Le costanti sono: C_0=2,515517, C_1=0,802853, C_2=0,010328, d_1=1,432788, d_2=0,189269, d_3=0,001308. Il. Lo SPEI è una variabile standardizzata (il valore medio è 0 e la deviazione standard è 1) e può quindi essere confrontata con altri valori dell'indice nel tempo e nello spazio.

1.3 Resistenza, resilienza e recupero delle foreste a disturbi e stress

Recentemente, in molte aree in tutti i biomi terrestri sono stati segnalati gravi episodi di deperimento e di morte degli alberi associati a periodi di siccità estrema. Anche se gli alberi sopravvivono, possono subire danni ereditari e riportarne gli effetti per molti anni dopo l'evento. Questi effetti sono stati segnalati in tutto il mondo e tra differenti taxa, anche se sembrano essere particolarmente frequenti negli ecosistemi aridi.

I tassi di crescita degli alberi sono strettamente legati al clima e molti studi hanno caratterizzato le relazioni tra condizioni climatiche e crescita degli anelli legnosi in diverse foreste e specie (Fritts, 1976; Pasho et al., 2011). Le risposte fisiologiche alla siccità possono cambiare lungo i gradienti climatici o all'interno di una specie, soprattutto quando si parla di ambienti con deficit idrici (Serra-Maluquer et al., 2018).

Sono riportate le definizioni di alcuni termini a cui si farà riferimento in questo lavoro, sulla base di quanto riportato da Ingrisch e Bahn (2018) e da Lloret et al. (2011):

- *Stato di riferimento*: stato di un ecosistema prima del disturbo.
- *Impatto*: cambiamento di stato o delle funzioni di un ecosistema causate da un disturbo. L'impatto può essere espresso in termini assoluti o rispetto allo stato pre-disturbo.
- *Recupero*: è la capacità di recuperare rispetto al danno subito durante il disturbo, ed è stimato come il rapporto tra gli accrescimenti dopo e durante il

disturbo. In questo caso corrisponde al rapporto tra la crescita post-siccità e quella nel rispettivo periodo di siccità. Quando l'indice è positivo, indica un calo della crescita dopo l'episodio. Notare che questo indice non può essere calcolato quando il sistema crolla durante il disturbo cioè quando la crescita durante l'evento è zero.

- *Tasso di recupero*: velocità alla quale uno stato o funzione dell'ecosistema si ripristina dall'impatto del disturbo.
- *Tempo di recupero*: tempo trascorso dalla fine di un disturbo al ripristino di uno stato o funzione dell'ecosistema.
- *Resilienza*: è la capacità di raggiungere le condizioni pre-disturbo ed è stimata come il rapporto tra lo sviluppo dopo e prima del disturbo. In questo studio corrisponde al rapporto tra crescita post-siccità e crescita pre-siccità. La logica di questo indice è legata al fatto che la capacità di raggiungere il benessere pre-disturbo dipendono dall'impatto, in particolare dalla riduzione della crescita, durante il disturbo.
- *Resistenza*: capacità di persistere durante un disturbo e varia in base alla riduzione delle funzionalità durante il disturbo. Maggiore è la resistenza, minore è l'impatto; viene stimata come il rapporto tra gli accrescimenti durante e prima del disturbo. Nel presente lavoro corrisponde al rapporto tra la crescita durante la siccità e la crescita durante il rispettivo periodo pre-siccità.

1.4 La gestione forestale per l'adattamento ai cambiamenti climatici

Gli ecosistemi forestali sono particolarmente suscettibili agli eventi climatici estremi a causa dei loro tassi di adattamento relativamente lenti (Allen et al.,2010). Una maggiore resistenza e resilienza agli eventi climatici estremi può essere raggiunta attraverso strategie di adattamento attivo (gestione forestale) che mirano ad alterare la composizione del futuro popolamento, come gli interventi di diradamento del soprassuolo. Questi consistono in tagli intercalari effettuati in popolamenti coetanei a partire dallo stadio evolutivo di perticaia, che tendono, nel lungo periodo, a migliorare la produzione legnosa, a regolare la struttura del popolamento per diminuire gli eventi di incendi gravi e aumentare la resilienza delle foreste ai disturbi e stress ambientali, in particolare in occasione di eventi siccitosi. Inoltre, i diradamenti modificano il microclima, il bilancio energetico superficiale, l'apporto di lettiera, la densità delle radici fini, il bilancio dei nutrienti, la composizione della comunità microbica del suolo e le loro attività (Zhang et al., 2018).

Negli ultimi decenni, molti studi (Giuggiola et al., 2013; Spittlehouse e Stewart 2003) hanno dimostrato che il mantenimento di basse densità nei popolamenti può promuovere il vigore dei singoli alberi; il diradamento è quindi suggerito come approccio per l'adattamento climatico a breve termine. Infatti, è stato osservato che la maggiore disponibilità di risorse per ciascun albero e l'aumento dello spazio di crescita può ridurre la mortalità indotta dalla siccità, il rischio di incendio e la predisposizione ad attacchi di insetti e malattie (Chmura et al., 2011).

I popolamenti forestali con copertura meno densa, quindi diradati, sono spesso caratterizzati da una maggiore disponibilità idrica del suolo, sfruttabile dagli alberi che rimangono. Ciò è comunemente dovuto sia alle riduzioni nella traspirazione che nell'intercettazione delle piogge grazie alla minore area fogliare, quantificata con l'indice LAI (*Leaf Area Index*) (Breda et al., 1995). È stato anche visto che gli alberi che restano in piedi nel bosco possono sviluppare nel tempo apparati radicali più estesi, aumentando così la loro capacità di estrarre acqua dal suolo non solo durante, ma anche dopo i periodi di siccità (Sohn et al., 2016).

Tuttavia, il diradamento può avere alcuni effetti negativi sia a breve che a lungo termine. Nei popolamenti appena trattati, le velocità del vento più elevate e la maggiore penetrazione della radiazione solare possono portare ad una maggiore traspirazione e perdita di acqua per evaporazione rispetto ai boschi più densi. Inoltre, dato che la riduzione della traspirazione inizia già con bassi contenuti di acqua del suolo (SWC – *Soil Water Content*) e diminuisce rapidamente, un piccolo effetto del diradamento sul SWC può avere un effetto notevole sulla traspirazione stessa (Lagergren et al., 2008).

Gli effetti a lungo termine possono verificarsi nel caso in cui ad alcuni boschi giovani venissero applicati dei diradamenti intensi che, sebbene siano utili a ridurre la vulnerabilità alla siccità, possono predisporre queste popolazioni a una maggiore suscettibilità futura poiché gli alberi, tendendo a crescere di più, avranno nel tempo fabbisogni crescenti che non potranno facilmente essere soddisfatti (D'Amato et al., 2013).

La capacità dimostrata dalle piante di registrare nelle serie di anelli di accrescimento le risposte alle condizioni ambientali esterne, ha reso la dendrocronologia un efficace strumento per la ricostruzione della storia di un soprassuolo e della sensitività climatica attuale e pregressa delle specie e individui arborei che lo compongono. È una scienza in grado di determinare l'età precisa di una pianta legnosa e ricostruirne la crescita radiale, attraverso una datazione annuale o sub-annuale e alle misurazioni delle ampiezze degli anelli (Fritts, 1976; Schweingruber et al.,2012). Gli effetti della siccità sulla crescita delle piante possono essere quantificati anche dopo anni dall'evento semplicemente analizzando la

risposta registrata dalle piante; esse, infatti, possono produrre anelli molto stretti o addirittura saltarne la formazione di alcuni ed avviare un progressivo declino nel trend di crescita (Gazol et al., 2017). Tutto ciò che influisce sull'accrescimento e contribuisce a modificare suolo e soprassuolo, si riflette in una variazione nello spessore e nella densità degli anelli e quindi nel ritmo di accrescimento delle piante. Per tale motivo uno strumento che fornisce molte informazioni sugli effetti del trattamento selvicolturale è l'analisi dendroauxometrica che oltre ad assumere una precisa valenza selvicolturale, rappresenta uno studio attendibile per l'interpretazione delle dinamiche e delle relazioni sociali di un soprassuolo. L'accrescimento radiale è una variabile importante nel descrivere lo stato, la produttività e la dinamica di un bosco, da analizzare in concomitanza con le opzioni selvicolturali applicate (Becagli, 2012). La figura 4 illustra che nel medio termine i soprassuoli diradati hanno un accrescimento medio annuo maggiore rispetto ai soprassuoli in cui non è stato effettuato alcun trattamento selvicolturale. Gli effetti benefici dei diradamenti consentono una maggiore sopravvivenza dei rami inferiori e quindi un aumento della profondità della chioma; ne consegue un maggiore accrescimento radiale ed una modifica nella forma del fusto (Piussi, 1994).

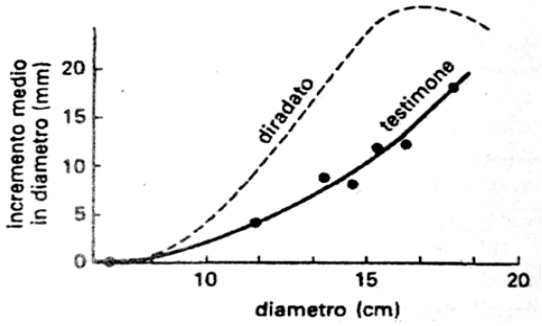


Fig.4 – variazione dell'accrescimento medio due in un bosco diradato e non diradato.

Ogni intervento è generalmente descritto da quattro parametri:

- Tipo di diradamento: si definisce la posizione sociale delle piante abbattute;
- grado: si definisce la percentuale di massa legnosa prelevata;
- età d'inizio;
- frequenza degli interventi.

Possono essere eseguiti diversi tipi di diradamento (Piussi, 1994):

- <u>diradamento dal basso</u>: si abbattono solo le piante comprese nel piano dominato e, in alcune circostanze, alcune piante dominanti mantenendo comunque una copertura continua (Fig. 5). A loro volta, in base al grado di diradamento possono essere definiti deboli se si eliminano solo gli alberi morti o moribondi e piegati inclusi nel piano dominato e gli alberi deperienti, moderati se vengono abbattute anche le piante mal conformate e deperienti del piano

dominante e forti quando le piante da abbattere non vengono scelte solo in base alla posizione sociale ma anche in base alla densità che si intende conseguire asportando quindi tutti gli alberi del piano dominato e, nel piano dominante, gli alberi con chioma anormale, tronco mal conformato o alcuni alberi con chioma e fusto normalmente sviluppati per assicurare ai restanti una regolare distribuzione ed ampio spazio di sviluppo della chioma. Infine, rientrano nei diradamenti dal basso anche i super diradamenti che adottano il criterio del diradamento dal basso forte, ma si propongono di isolare durevolmente la copertura delle chiome, riducendo l'area basimetrica del 20-30% fino al 50%.

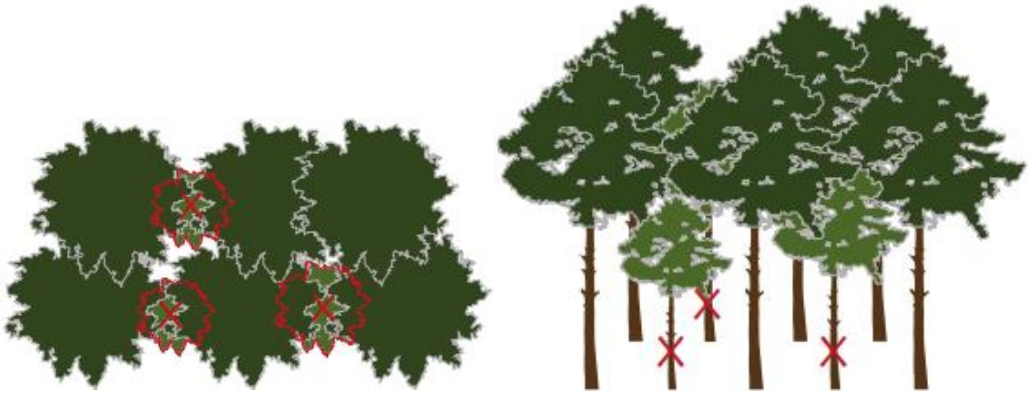


Fig. – 5. Schema di intervento con diradamento dal basso (Bettini et al., 2016).

- diradamenti dall'alto: viene favorita la crescita degli esemplari migliori del piano dominante. In base all'intensità può essere di grado debole quando si eliminano piante deperienti e morte, quelle difettose del piano dominante ed anche altre nel caso in cui il piano dominante presenta un'elevata densità oppure forte se il taglio favorisce direttamente alcuni alberi eliminando i restanti intorno.
- diradamenti liberi: l'identificazione delle piante da abbattere viene fatta su basi individuali considerando le caratteristiche (es. posizione sociale) e la sua collocazione spaziale.
- diradamenti schematici: le piante da abbattere sono scelte in base ad una distribuzione spaziale definita a prescindere dalla posizione sociale o da altre caratteristiche individuali.

L'intensità del taglio sembra essere un fattore determinante dell'entità e della durata degli effetti del diradamento sulla crescita. Dopo un intervento poco intenso, la traspirazione del popolamento può tornare in pochi anni al livello precedente al taglio, mentre rimane basso per periodi di tempo più lunghi nel caso di un diradamento più intenso (Sohn et al., 2016).

2 MATERIALI E METODI

2.1 Area studio

Lo studio è stato svolto nel NE della Spagna, all'interno del comune di Luesia, nella comunità autonoma dell'Aragona. L'area si trova in una foresta dominata da querce mediterranee situata a sud dei pre-Pirenei, in una montagna della catena Sierra de Luesia-Sto. Domingo, vicino alla vetta "Puy Moné" (1302 m s.l.m.). Rientra nella Rete Natura 2000, la quale include Siti di Interesse Comunitario (SIC), identificati Direttiva Habitat 92/43/CEE, successivamente come Zone Speciali di Conservazione (ZSC) e Zone di Protezione Speciale (ZPS) istituite ai sensi della Direttiva 2009/147/CE "Uccelli". In questo caso, come riportato nell'immagine (Fig. – 6) sono la SIC "Sierras de Santo Domingo y Caballera" (SiteCode: ES2410064) la ZPS "Sierras de Santo Domingo y Caballera y Río Onsella" (SiteCode: ES0000287). Possiedono un perimetro quasi identico, sinonimo della valenza ecologica di tale zona. Al fine di proteggere tutta questa ricchezza paesaggistica, naturale e socioculturale, è stata dichiarata anche area naturale protetta con la categoria di paesaggio protetto (*Paisaje protegido*), che comprende la Sierra de Santo Domingo e i suoi dintorni (Fig.7). Uno degli obiettivi principali di questa superficie, secondo la normativa vigente, sarebbe la promozione dello sviluppo sostenibile, rendendo la conservazione dei valori naturali il più possibile compatibile con l'uso ordinato delle sue risorse e il suo uso a fini scientifici, educativi, culturali e scopi ricreativi. Tre comuni sono all'interno del perimetro di questa nuova area naturale: Luesia, Biel e Longás.

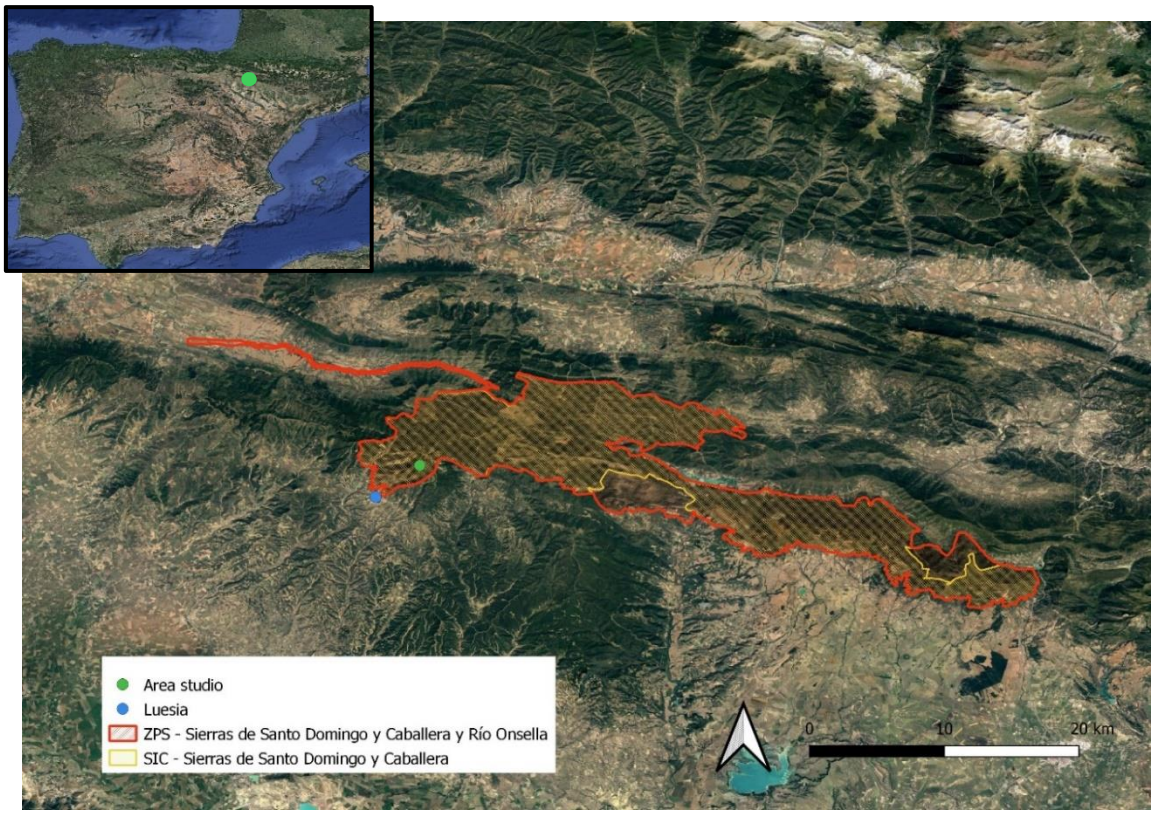


Fig. – 6. Posizione del sito studio (punto verde), della località Luesia (punto blu) e confini delle aree RN2000 (poligoni rosso e giallo). Nel box in alto, localizzazione della dorsale pre-pirenaica rispetto alla penisola iberica.

L'ambiente in cui si è concentrato lo studio si trova in una piccola valle della "Sierra" (Fig.8) che verso sud si unisce al canalone che scende fino a Luesia e a nord si chiude con un crinale che si trova a circa 1200 m.s.l.m. che porta al Puy Moné. I versanti in ombra (esposizione Est – Nord Est) osservano un fenomeno piuttosto particolare riguardo la distribuzione di alcune specie arboree come il faggio che in quest'area si trova più in basso rispetto ad alcune specie termofile e xerofile come Quercus *ilex*.

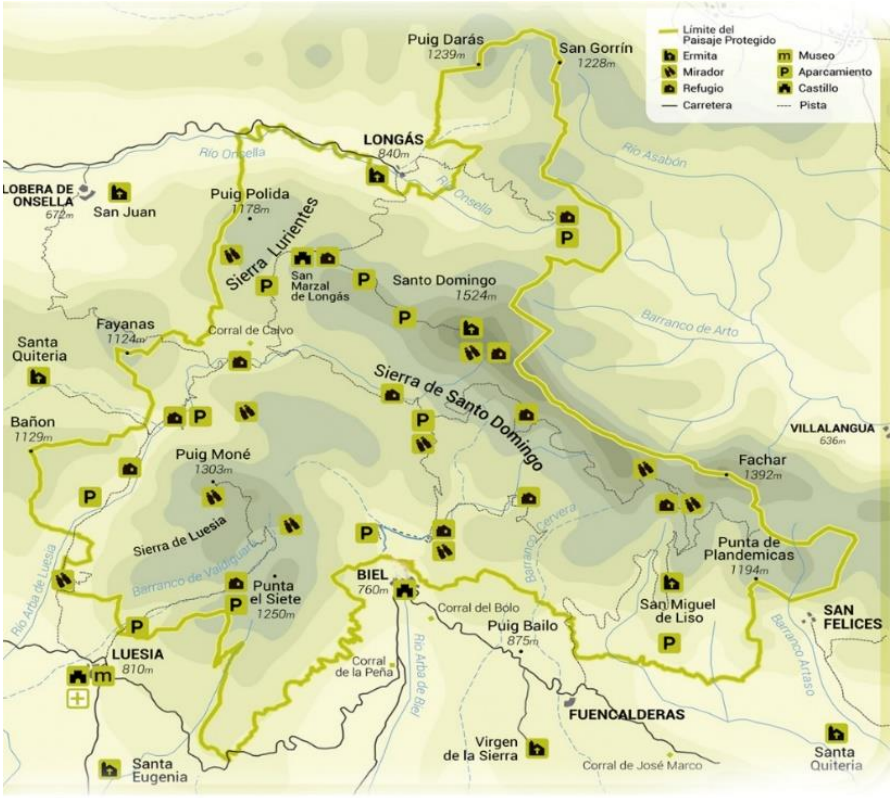


Fig. 7 – Perimetro "*Paisaje protegido*" http://www.luesia.es/el-paisaje-protegido-de-la-sierra-de-santo-domingo/.

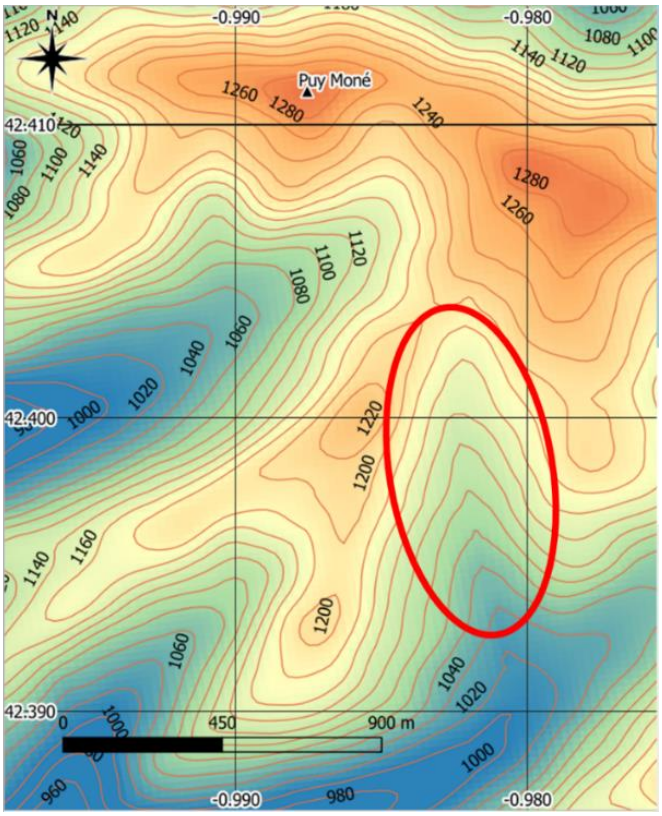
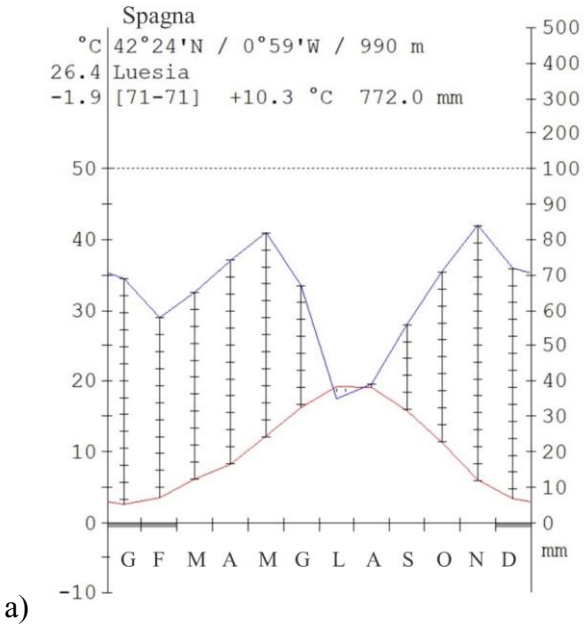
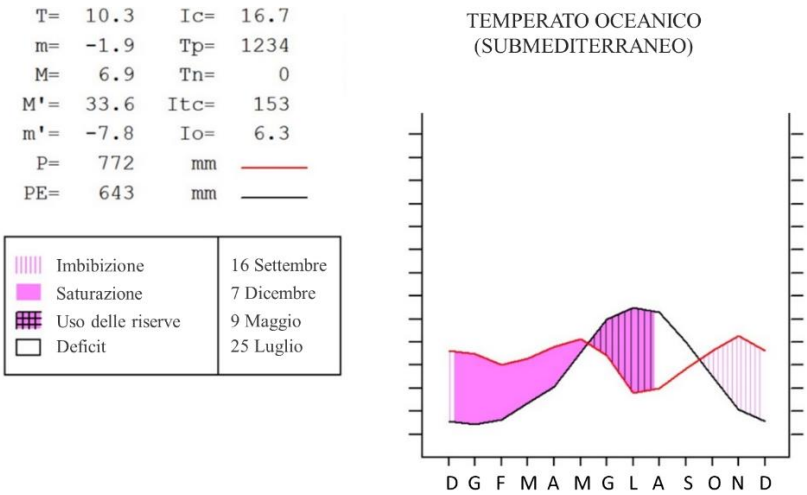


Figura 8: Mappa altimetrica del sito di studio con isoipse di 20 m; il cerchio in rosso evidenzia la valle campionata.

In accordo con le osservazioni metereologiche dal 1950 al 2020 fornite dal dataset E-OBS (Cornes et al., 2018) per la località di Luesia (42°24'N, 0°59'W, 990 m.s.l.m.) (Fig.9); il clima della zona è di tipo "Temperato oceanico" (Submediterraneo), caratterizzato da inverni freddi ed estati calde e asciutte. La media annuale delle temperature è di 10.3 °C con massima di 15.92 °C e minima di 4.63 °C. La piovosità media annua di 772 mm è concentrata nel periodo primaverile e autunnale; i mesi più umidi sono novembre (73.39 mm) e maggio (72.74 mm). I mesi più caldi sono luglio e agosto (26.30 °C) che risultano anche i mesi più aridi con livelli di precipitazioni rispettivamente di 35.0 mm e 39.0 mm. Il periodo di deficit idrico inizia in media intorno al 25 luglio e termina a metà settembre con la ripresa delle precipitazioni. Il mese più freddo è gennaio (-1.90 °C).



a)



b)

Fig.9 – Grafico termopluviometrico (a) e della disponibilità idrica del suolo (b) elaborati per la località di Luesia (fonte dati: E-OBS, Cornes et al., 2018).

2.2 Rilievo in campo e raccolta campioni

Il campionamento è stato svolto nel mese di luglio 2021, in 4 plot già rilevati nel 2004 da colleghi dell'Instituto Pirenaico de Ecologia (CSIC-Zaragoza). I plot hanno estensione di 10m x 10m e sono stati posizionati in una foresta mista a dominanza di *Q. subpyrenaica* (esempio di alcuni plot in figura 10) con quota ed esposizione variabili. Purtroppo, non si hanno informazioni sulla passata copertura e gestione dell'area che, da quanto descritto dal tecnico forestale del luogo, apparteneva a zone pascolive per l'allevamento bovino semibrado.

Fig. 10 – foto scattate in corrispondenza di alcuni plot indagati (Luglio 2021).

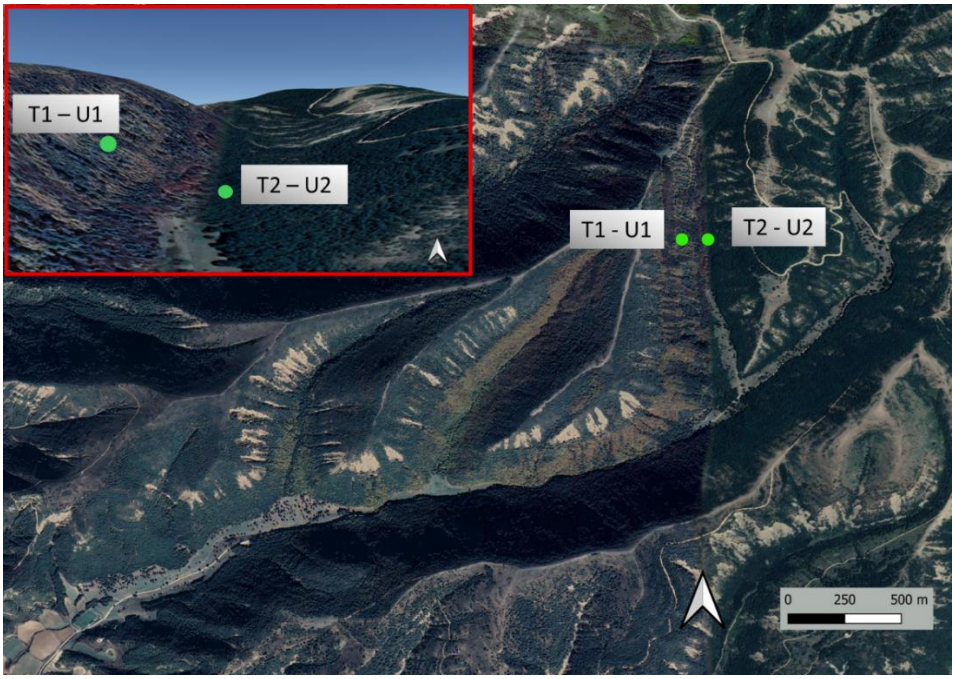


Fig.11 – siti di campionamento nell'area di studio. In alto a sinistra la morfologia della valle.

Come si può vedere dalla Tab. 1, i quattro siti si trovavano ad una quota media di 1100 m.s.l.m., con diversa pendenza ed esposizione (Fig.11). Due di questi hanno subito un intervento di diradamento nel 1984 (T1, T2) mentre gli altri due non sono stati diradati (N1, N2). Il plot T1 si trova sul pendio esposto ad est, in una parte di bosco con alberi ben distribuiti e visibilmente sani; il sottobosco è pressoché assente. Il plot di controllo N1, adiacente, si presenta molto più denso, con alberi più bassi e chiome più piccole e mal conformate; è inoltre presente abbondante necromassa sottoforma di legno morto in piedi e a terra. Il sottobosco è molto fitto e ricco di specie arbustive. Il plot T2, poco lontano dal T1, si trova nel fondovalle, in un vecchio alveo di un torrente; le piante, molto sviluppate, presentano fusti ben conformati; il sottobosco è ricco e omogeneamente distribuito. Il sito N2, controllo del T2, ha anch'esso delle piante di altezza ridotta e sottobosco ricco e molto denso. Il procedimento di studio applicato è stato lo stesso in tutte le quattro aree rilevate. Come prima operazione è stato fatto un rilievo dendrometrico generale; per ogni pianta del plot, servendosi del flessuometro, è stato misurato il diametro a 1.30 m (dbh) e con il telemetro Nikon Forestry Pro, l'altezza totale. Nel caso di esemplari policormici è stata misurata l'altezza del pollone di diametro maggiore. Per analizzare la dinamica di accrescimento radiale degli alberi, all'interno di ogni plot di studio, sono stati selezionati casualmente alcuni individui di *Q. subpyrenaica*, dai quali sono state estratte le carote legnose per le successive analisi. In totale sono state campionati 55 alberi. Per ciascuno di questi sono state asportate due carote di legno a 1.30 m utilizzando la trivella di Pressler (Fig.12). Tutte le carote estratte sono poi state posizionate all'interno di un supporto di plexiglas per il trasporto (Fig.13).

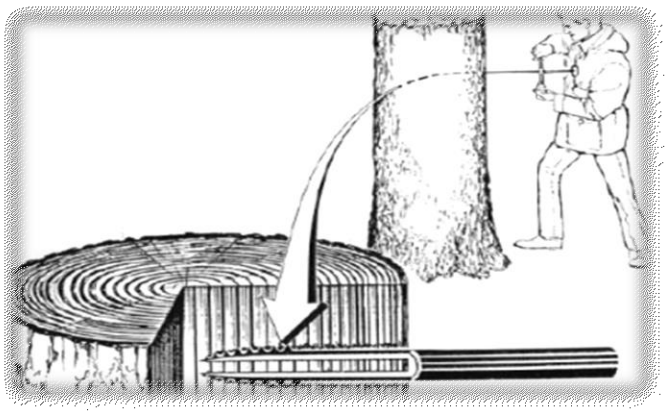


Fig. 12 –Procedura di estrazione della carota incrementale con trivella di Pressler.

Fig.13 – contenitore per il trasporto dei campioni legnosi estratti con trivella di Pressler.

Le caratteristiche dei plot sono riassunte nella Tab.1 riportata di seguito.

Plot	Altitudine (m)	Pendenza (°)	Esposizione	Specie legnose
T1	1103	8	E	*Qs, Bs, Av, St, Ia, Ac, Ps*
T2	1115	2	S	*Qs, Bs, Ao, Ia, Fs*
N1	1110	12	E	*Qs, Bs, Jc, Cm, Ia*
N2	1125	15	S	*Qs, Bs, Jc, Ps*

Tabella 1. Caratteristiche topografiche e composizione delle specie legnose (alberi, arbusti) dei quattro plot campionati. La composizione delle specie si riferisce alle principali specie presenti all'interno e nelle vicinanze delle aree di saggio. Abbreviazioni delle specie: Ac, Acer campestre; Ao*, Acer opale; Au, Arbutus unedo; Av, Amelanchier ovalis; Bs, Buxus sempervirens; Cm, Crataegus monogyna; Cv, Clematis vitalba; Ia, Ilex aquifolium; Jc, Juniperus communis; Ps, Pinus sylvestris; Qi, Quercus ilex; Qs, Quercus subpyrenaica; Rc, Rosa canina; Ru, Rubus ulmifolius; Sa, Sorbus aria, St= Sorbus torminalis, Fs = Fagus sylvatica.*

Infine, su ciascuna area di saggio e per ogni specie elencata nella tab.1, sono stata calcolati i parametri dendrometrici medi (diametro, altezza), la relativa densità e l'area basimetrica totale. Inoltre, sono stati aggiunti il valore di importanza (evidenzia quanto una specie sia dominante nel popolamento) di ciascuna specie definito come la media dei valori di densità relativa (%) e di area basimetrica % (Adams e Stephenson, 1983), la distanza media tra i fusti di *Q. subpyrenaica* calcolata come $(A/N)^{0,5}$ dove A è un'area di 1 ha (10000 m^2) e N è il numero di fusti ad ettaro e sono stati riportati i numeri degli indicatori ecologici S (numero di specie) e H' (Indice di diversità di Shannon-Wiener).

2.3 Preparazione e misurazione dei campioni legnosi

Le carote di *Quercus subpyrenaica* raccolte in campo sono state poste su supporti di legno, codificate e accuratamente carteggiate in laboratorio fino ad avere gli anelli di crescita perfettamente riconoscibili e distinguibili per le analisi successive. I campioni sono poi stati datati utilizzando il binoculare. Alcune volte, soprattutto quando gli anelli erano a stretto contatto tra loro, oppure in casi di legno degradato, per migliorare la loro visualizzazione e metterli in risalto, al campione è stata applicata della polvere di gesso (Fig. 14). I campioni non leggibili, danneggiati o con anelli molto eccentrici sono stati scartati.

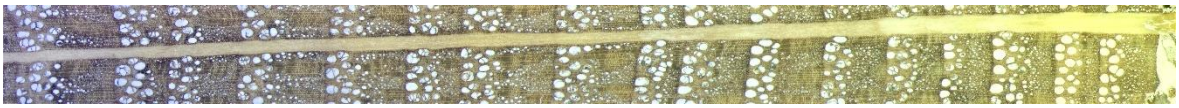


Fig.14 – carota di legno di *Q. subpyrenaica* levigata e ricoperta di polvere gesso per mettere in risalto i vasi.

Gli anelli sono stati contati utilizzando un binoculare con zoom variabile dall'esterno verso l'interno, attribuendo al primo anello l'anno di taglio della pianta. Nella lettura, per semplificazione, ogni dieci anni è stato posizionato un segno grafico disegnato con una matita sul margine del campione, ogni cinquanta anni due segni ed ogni cento tre segni. Compiuta questa analisi preliminare si è passati alla successiva analisi dendrocronologica che consiste nella misurazione dello spessore degli anelli al dendrocronografo "*Lintab-5 Tree-ring station*" (Fig.15), uno strumento estremamente preciso che permette di misurare l'ampiezza in frazioni di mm (0.001 mm), dotato di un software di interfaccia TSAP-Win™ (Rinntech, Heidelberg, Germany) con una risoluzione ottica di 10^{-2} mm.

Fig. 15 - Lintab-5 Tree-ring station.

Questo dispositivo è collegato ad un software nel computer che permette la visione su schermo del lavoro svolto e il salvataggio dei dati. Ad ogni campione si può impostare un nome (ad esempio, il codice di identificazione); oltre alla misura di ampiezza dei singoli anelli, il software calcola anche il valore totale e l'angolo di lavoro e attribuisce ad ogni

misura un anno di riferimento. Queste informazioni vengono illustrate direttamente su un grafico: il tempo viene posizionato sull'asse delle ascisse, mentre gli incrementi, in termini di spessore in frazioni di mm, sull'asse delle y, generando così una curva vera e propria (Fig.16).

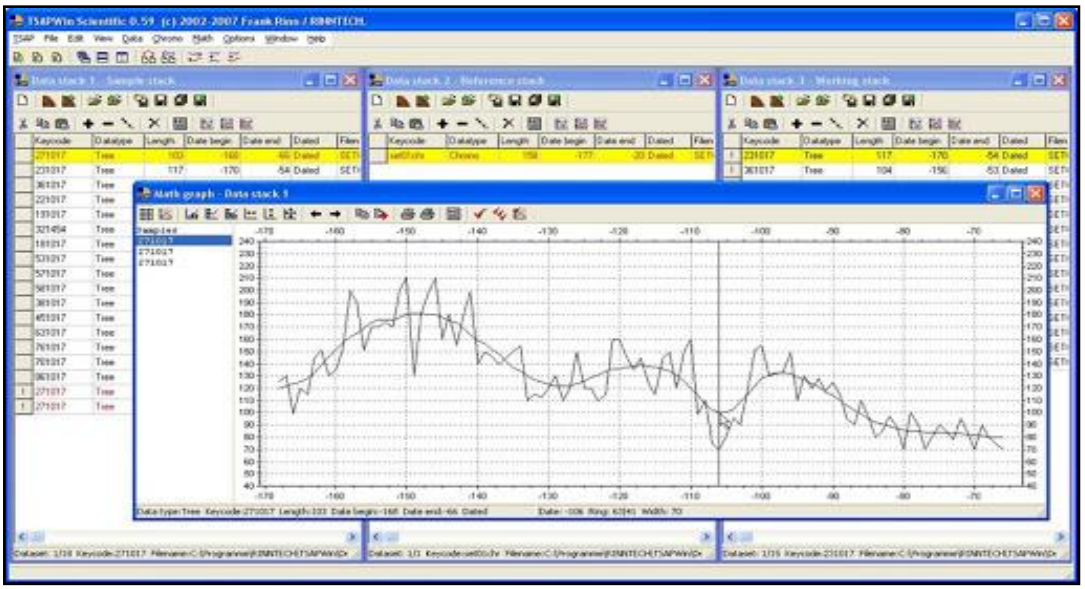


Fig. 16 – esempio di cronologia elaborata con software Tsap-Win.

2.4 Analisi della risposta all'intervento di diradamento

Una volta elaborate le curve di accrescimento è stata fatta la verificata utilizzando il programma COFECHA (Holmes, 1983), un programma per computer che valuta la qualità della datazione e l'accuratezza delle misurazioni effettuate. Su ogni serie di accrescimento misurata e crossdatata è stata calcolata la sensitività media (SM) e il coefficiente di autocorrelazione (AC per t-1) (Fig. 17). SM misura le differenze relative nell'ampiezza tra due anelli successivi e, in pratica, fornisce un indice sulle capacità reattive della pianta, o della specie, alle variazioni interannuali delle condizioni ambientali. Teoricamente può assumere valori compresi tra 0 e +2, in realtà è molto difficile ottenere valori di SM superiori a 0.5 o inferiori a 0.1; orientativamente una pianta o una specie si definisce sensitiva se presenta elevati valori (>0.25), viceversa verrà considerata compiacente. La SM fornisce indicazioni circa l'adattabilità della specie a determinate condizioni stazionali e di conseguenza la quantità di informazioni registrate nelle seriazioni anulari. L'autocorrelazione permette di individuare e valutare i fenomeni inerziali di accrescimento connessi ai processi fisiologici pluriennali dell'albero e costituisce la base di partenza per eventuali modellizzazioni matematiche delle dinamiche implicate

Queste due variabili stimano per ogni serie di accrescimento rispettivamente, la presenza di varianza ad alta frequenza (SM), dovuta per esempio a fattori interannuali come il clima e quella a bassa frequenza (AC) come l'andamento dovuto all'età o a qualche fonte di variabilità non climatica. Per ogni sito è stato quindi calcolato l'accrescimento medio annuo, la sensitività media del sito e il coefficiente di autocorrelazione seriale (temporale).

Sensitività media	**Coefficiente di autocorrelazione seriale**
$$SM = \frac{1}{n-1}\sum_{t=1}^{n-1}\left\lvert\frac{2(x_{t+1}-x_t)}{x_{t+1}+x_t}\right\rvert$$ Dove n rappresenta il numero di anni della serie e x_t l'ampiezza dell'anello all'anno t.	$$r(k) = \frac{\sum_{t=1}^{T-k}(x_t-\bar{x})(x_{t+k}-\bar{x})}{\sqrt{\sum_{t=1}^{T}(x_t-\bar{x})^2\sum_{t-1}^{T-k}(x_{t+k}-\bar{x})^2}}$$ Dove: T = la lunghezza totale della serie; x_t = ampiezza dell'anello all'anno t; $\bar{x}$ = ampiezza anulare media; k = ordine del coefficiente cioè l'intervallo in anni tra due valori posti a confronto;

Fig. 17: Formule per il calcolo della "Sensitività media" e del "Coefficiente di autocorrelazione seriale" (Fritts 1976).

I risultati delle ampiezze degli anelli ottenuti (TRW – *Tree Ring Width*) non sono molto utili per determinare la dinamica di accrescimento degli alberi; sono quindi sono stati convertiti in BAI (*Basal Area Increment*) mediante la seguente equazione:

$$BAI\ (cm^2) = \pi\ (R^2_t - R^2_{t-1})$$

dove R_t e R_{t-1} sono i due raggi della pianta rispettivamente al tempo t e t-1.

Il calcolo dell'incremento dell'area basale (BAI) è stato fatto per ogni albero cavallettato e si basa sul presupposto che la circonferenza dell'anello può essere approssimata da un cerchio. Nonostante questa premessa, una misura della superficie (cioè bidimensionale) come il BAI che rappresenta la crescita complessiva dell'albero, è migliore di una misura lineare (cioè unidimensionale) come l'incremento diametrico del fusto o la larghezza dell'anello (Biondi e Qeadan, 2008). Infine, le serie di ampiezze degli anelli sono state trasformate in serie BAI utilizzando la funzione *bai.in* contenuta nel pacchetto "*dplR*" (Bunn 2008) del software R (R Development Core Team, 2020).

Il BAI dei singoli alberi è tipicamente sigmoidale: aumenta rapidamente negli esemplari giovani, si stabilizza e rimane costante durante la fase di maturità e inizia a scendere nella fase di vecchiaia (Johnson e Abrams, 2009). Le serie BAI sono state confrontate per valutare

la differenza significativa dopo l'intervento di diradamento del 1984. L'intervallo di confidenza delle serie BAI è stato calcolato con metodo bootstrap (α=0.05) nei siti trattati e non trattati, attraverso 1000 campionamenti con reimmissione (*bootstrap*).
I rilasci, a seguito delle aperture delle chiome prodotte dai diradamenti del 1984, sono stati stimati in base al tasso di cambiamento percentuale del BAI, chiamato appunto % BAI Change (% BC). Per ogni singolo albero è stata calcolata la % BC confrontando i valori BAI medi nei periodi 1981-1984 e 1985-1988 utilizzando la seguente equazione:

$$\% \text{ BC} = [(M2 - M1) / M1] \times 100$$

dove M1 è la media BAI dei 3 anni prima del diradamento più l'anno di diradamento, e M2 è la media dei 4 anni successivi al diradamento. Questo approccio è simile al metodo della media di crescita (GA) sviluppato da Nowacki e Abrams (1997) che esegue confronti di 10 anni consecutivi di crescita (TRW) per rilevare gli eventi di rilascio. Tuttavia, in questo caso è stato deciso di utilizzare il BAI anziché il TRW perché risulta più esplicativo nel rilevare gli eventi di rilascio dopo il diradamento soprattutto nelle latifoglie, come appare anche in altri casi di studio (Biondi e Qeadan., 2008).

2.5 Analisi delle relazioni clima-accrescimento

Tutte le serie BAI sono state singolarmente standardizzate, ovvero sottoposte ad un filtraggio per l'eliminazione di varianza a media-bassa frequenza (rumore) e l'enfatizzazione di quella ad alta frequenza (segnale), per poter calcolare le eventuali relazioni tra l'accrescimento degli anelli e le variabili climatiche per omologhi intervalli temporali. Con il pacchetto *"dplR"* le curve sono state standardizzate rimuovendo il trend negativo dovuto all'aumentare dell'età (*age related trend*) ed altre varianze di medio e lungo termine non legate al clima (es. effetti competizione). È stata utilizzata allo scopo una funzione "*smoothing spline*" con *lag* temporale di 20 anni (e *cutoff* al 50%) che trasforma le serie grezze (BAI) in serie indicizzate dBAI (*detrended Basal Area Index*).
Per ogni tipo di plot (diradato e non diradato) è stata calcolata una cronologia media (due in totale) composta almeno di 10 serie. L'analisi clima-accrescimento è stata eseguita considerando le cronologie medie standardizzate di BAI e le omologhe serie dell'indice SPEI calcolato a 1,3,6 e 9 mesi. Lo SPEI usato corrisponde al dataset spagnolo delle siccità registrate e fornito sottoforma di griglia (Vicente-Serrano et al. 2017). Questa analisi è stata

effettuata mensilmente da aprile a ottobre nel periodo immediatamente successivo al taglio (1984) fino al 2020. Le funzioni di risposta e i rispettivi intervalli di confidenza sono stati calcolati con metodologia *bootstrap* (1000 campionamenti a random), utilizzando il pacchetto "*Treeclim*" (Bunn 2008) all'interno del software statistico R.

2.6 Analisi delle risposte alla siccità

Gli eventi di siccità più severi sono stati individuati applicando la soglia massima di -1,28 ai valori di SPEI, la quale permette di selezionare gli eventi che hanno un tempo di ritorno medio di 10 anni. In questi anni sono stati calcolati i valori di resistenza, recupero e resilienza (Lloret et al. 2011) e il periodo di recupero (Thurm et al. 2016). Le metriche sono state calcolate sulle serie individuali di BAI standardizzate utilizzando la funzione *res.comp* contenuta nel pacchetto R "*pointRes*" (van der Maaten-Theunissen et al. 2015). Il numero di anni considerati per il calcolo delle componenti di resistenza, recupero e resilienza nelle annate siccitose è stato di 4 anni, sia per la stima dei valori pre che post disturbo.

3 RISULTATI e DISCUSSIONE

3.1 Struttura e composizione specifica

In Tab.2 si osserva che i plot studiati presentano caratteristiche differenti. La diversità vegetale valutata con S e H', risulta mediamente più alta nei plot diradati e nello specifico in T1. In termini di densità (n. fusti ha^{-1}) i plot diradati hanno valori più bassi. Paragonando le aree trattate con le rispettive aree di controllo si nota che per T1-N1 il numero di individui ha^{-1} passa da 3200 a 7200 e per T2-N2 da 5900 a 6900. Osservando invece le densità (fusti ha^{-1}) solo della specie *Q. subpyrenaica* oggetto del diradamento, si nota che le differenze sono più nette; il plot T1 possiede 1800 esemplari ad ettaro, mentre N1 4400; l'area T2 presenta 1500 individui ha^{-1} rispetto N2 che ne ha 3200. Ciò non è stato riscontrato con l'area basimetrica perché l'influenza del disturbo antropico ha permesso alle piante dei plot diradati di accrescersi maggiormente eguagliando i valori del plot non trattati. Nel plot T2 l'area basale delle *Qs* è addirittura superiore rispetto a N2, con valori di 63.47 m^2 ha^{-1} in T2 e nel N2 di 48.15 m^2 ha^{-1}.

Si nota che il diametro delle querce nei plot gestiti, è mediamente superiore a quello riscontrato in quelli non trattati. I valori passano da 16.7 ± 0.98 e 22.5 ± 1.48 cm nei plot T1 e T2, a 11.2 ± 0.59 e 12.9 ± 0.91 in N1 e N2. Anche le altezze sono superiori nei primi, con valori che vanno da 11.0 ± 0.54 a 15.8 ± 0.99 rispetto agli 8.0 ± 0.33 ai 9.1 ± 0.77 metri dei siti N1 e N2. In ultima analisi si può osservare che le querce nel plot T2 sono più grandi rispetto quelli degli altri siti; ciò potrebbe essere spiegato dalla maggiore profondità, fertilità e disponibilità idrica del suolo.

Nel plot T1 il diametro più frequente delle *Qs* è compreso tra i 15-20 cm mentre le restanti specie hanno quasi tutti gli individui con una dimensione del tronco <5 cm (Fig.18). Paragonando questo sito con N1, si nota che in quest'ultimo le *Qs* mantengono un diametro più contenuto, con il maggior numero di individui con diametri tra 10-15 cm. Il plot T2 possiede la maggior parte delle *Qs* con fusti di 20-25 cm di diametro; diversi individui arrivano anche ai 25-30 e 30-35 cm. Le altre specie rilevate sono per lo più di diametro <5 cm e 5-10 cm. Un ulteriore elaborazione dei dati rilevati, viene rappresentata nella figura 19 dove sono riportate le curve ipsometriche nelle quali si possono osservare graficamente le altezze effettive misurate per le querce e per le alte specie.

La composizione specifica è maggiormente rappresentata da *Q. subpyrenaica* per il piano dominante e *Buxus sempervirens* per quello dominato. In tutti i plot, infatti, il loro valore in termini di densità come fusti/ha, densità % e di importanza è consistente e superiore agli

altri; la presenza di *Buxus sempervirens* diminuisce nel plot T2 dove entra in competizione con *Ilex aquifolium*. Il piano dominante della foresta appartiene quasi internamente a *Q. subpyrenaica*; le altre specie che in alcuni casi rientrano in questo strato sono *Pinus sylvestris*, *Ilex aquifolium* e *Fagus sylvatica*.

Plot	S	H'	Specie	DBH (cm)	Altezza (m)	Densità (fusti ha^{-1})	Area basimetrica (m^2 ha^{-1})	Densità (%)	Area basimetrica % (%)	Indice IV (%)
T1	7	1.33	*Qs*	16.7 ± 0.98	11.0 ± 0.54	1800	41.74	56.27	94.11	75.19
			Bs	1.2 ± 0.1	1.7 ± 0.10	700	0.08	21.87	0.19	11.03
			Ps	16.8	6.5	100	2.22	3.12	5	4.06
			Ia	3.8 ± 0.25	4.5 ± 0.5	200	0.22	6.25	0.5	3.38
			St	1.8 ± 0.25	2.0 ± 0.10	200	0.05	6.25	0.11	3.18
			Av	2.0	2.0	100	0.03	3.12	0.07	1.6
			Ac	1.0	2.0	100	0.01	3.12	0.02	1.57
			TOTALE			*3200*	*44.35*			
T2	5	1.29	*Qs*	22.5 ± 1.48	15.8 ± 0.99	1500	63.47	25.42	69.61	47.52
			Ia	7.1 ± 1.38	4.2 ± 0.43	2400	7.49	40.68	8.21	24.45
			Bs	1.4 ± 0.18	2.2 ± 0.18	1600	0.32	27.12	0.35	13.74
			Fs	27.9 ± 5.56	18.0 ± 3.46	300	19.8	5.08	21.71	13.4
			Ao	3.8	4.0	100	0.11	1.7	0.12	0.91
			TOTALE			*5900*	*91.19*			
N1	5	0.82	*Qs*	11.2 ± 0.59	8.0 ± 0.33	4400	53.45	60.28	93.9	77.09
			Bs	2.0 ± 0.23	2.6 ± 0.14	2000	0.81	28.76	1.42	15.09
			Ia	6.6 ± 1.24	5.5 ± 0.50	500	2.28	6.85	4	5.43
			Jc	4.5 ± 1.50	2.3 ± 0.75	200	0.35	2.74	0.62	1.68
			Cm	2.0	2.0	100	0.03	1.37	0.06	0.72
			TOTALE			7200	56.92			
N2	4	0.87	*Qs*	12.9 ± 0.91	9.1 ± 0.77	3200	48.15	46.39	91.22	68.81
			Bs	3.1 ± 0.23	1.9 ± 0.07	3400	2.99	49.27	5.67	27.47
			Ps	10.0 ± 2.0	4.3 ± 0.75	200	1.63	2.89	3.09	2.99
			Jc	1.0	2.0	100	0.01	1.45	0.02	0.74
			TOTALE			6900	52.78			

Tab. 2. Caratteri dendrometrici dei plot diradati (T1, T2) e dei non diradati (N1, N2). Abbreviazioni delle specie come nella tabella 1.

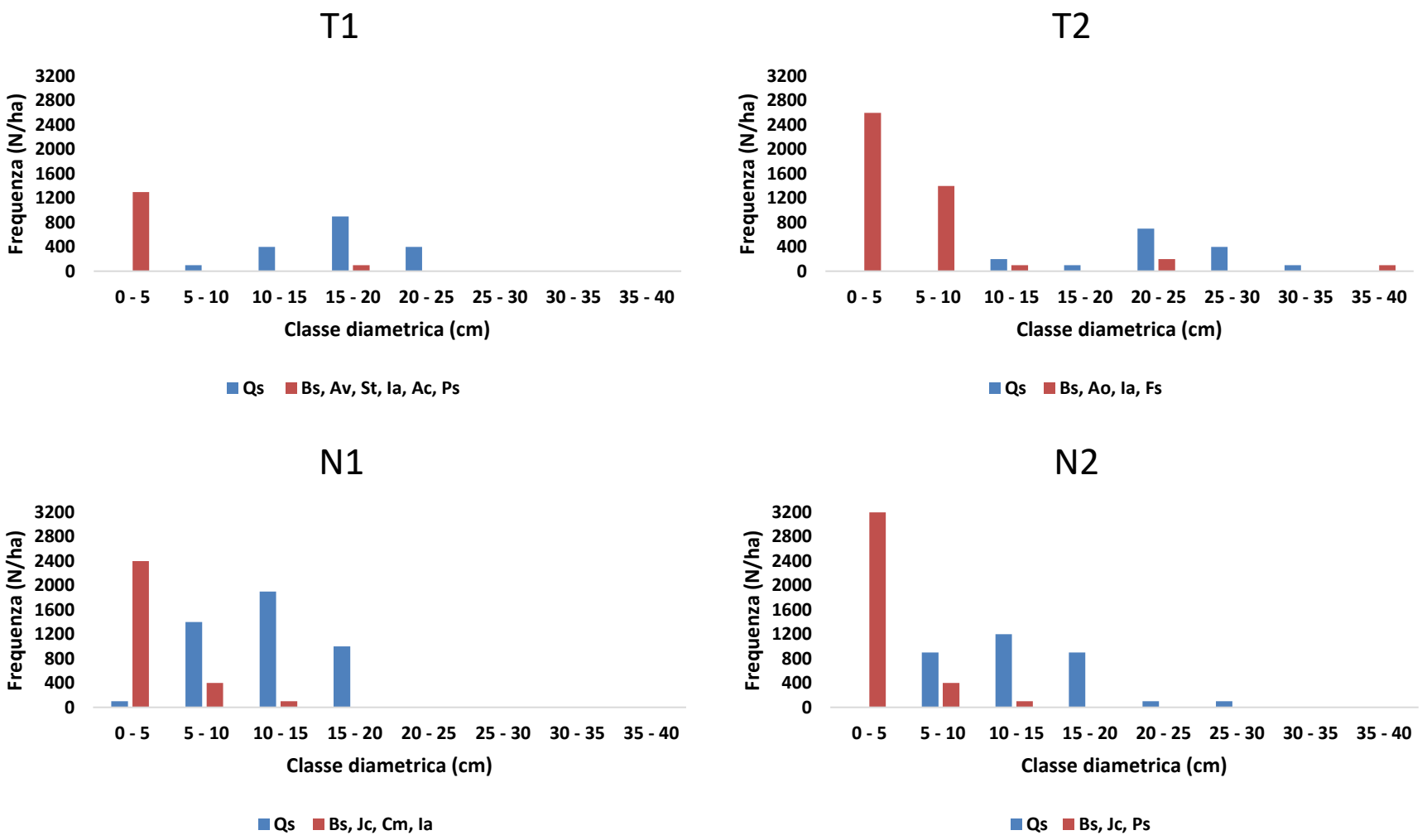


Fig.18 - distribuzione diametrica ad 1.30 m dei fusti misurati. Abbreviazioni delle specie: Ac, Acer campestre; Ao, *Acer opale; Au, Arbutus unedo; Av, Amelanchier ovalis; Bs, Buxus sempervirens; Cm, Crataegus monogyna; Cv, Clematis vitalba; Ia, Ilex aquifolium; Jc, Juniperus communis; Ps, Pinus sylvestris; Qi, Quercus ilex; Qs, Quercus subpyrenaica; Rc, Rosa canina; Ru, Rubus ulmifolius; Sa, Sorbus aria, St= Sorbus torminalis, Fs = Fagus sylvatica*.

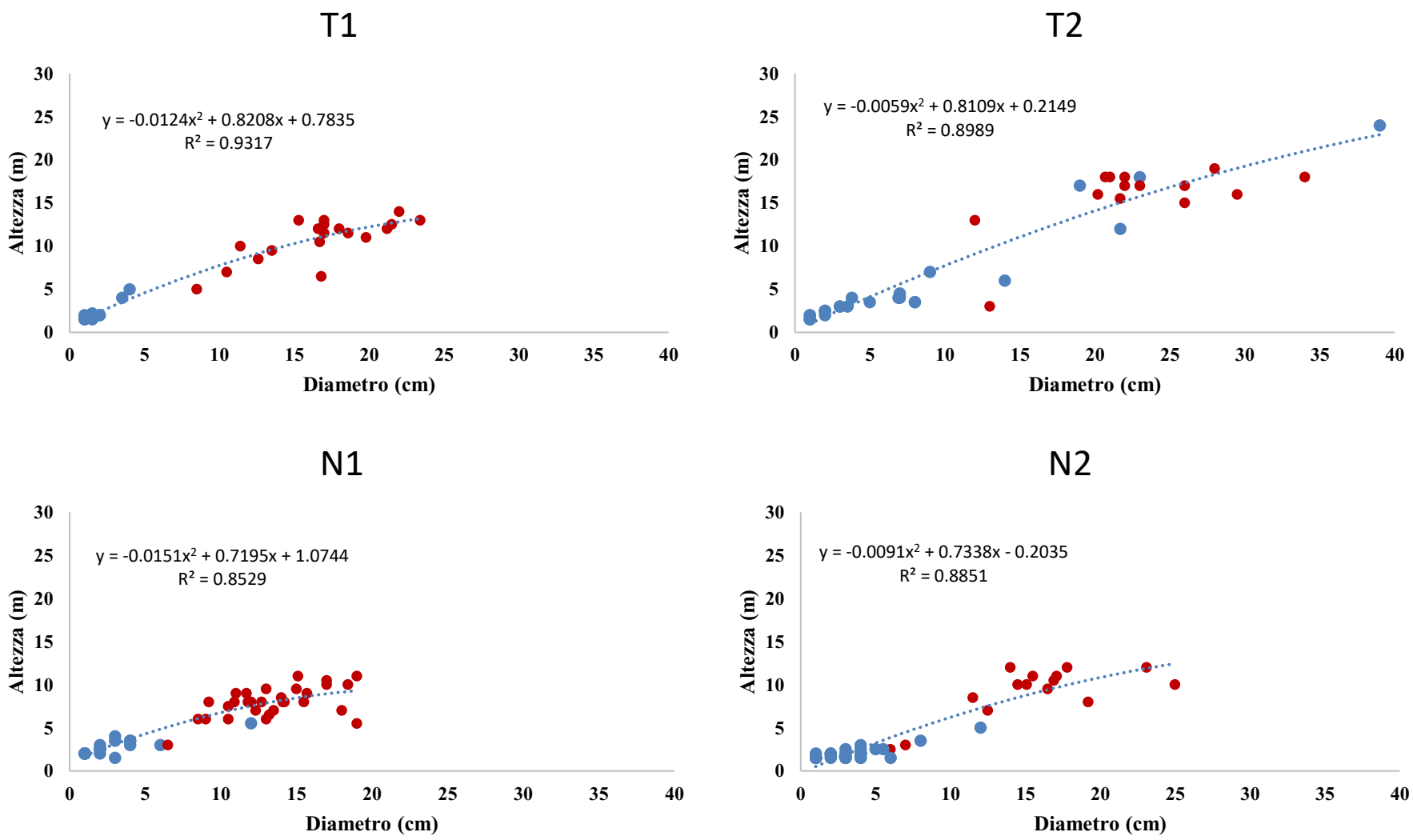


Fig.19 – Curva ipsometrica. I pallini in rosso rappresentano gli esemplari di Q. *subpyrenaica* e quelli in blu le altre specie presenti nei plot.

3.2 Dinamica di accrescimento di *Q. subpyrenaica* e risposta al diradamento

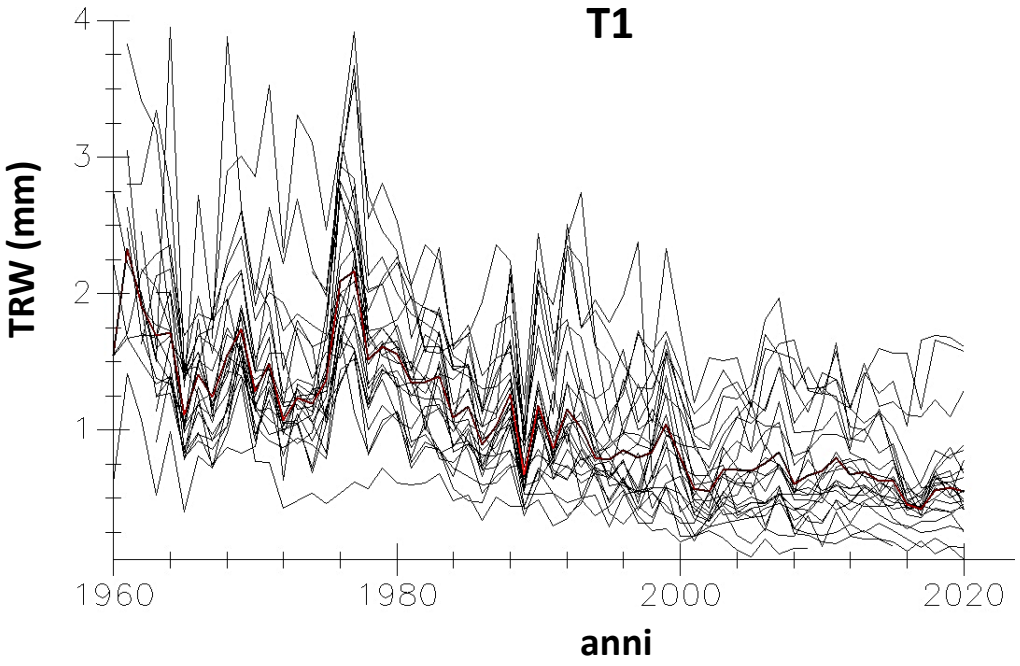
I primi risultati delle analisi svolte con le cronologie sono raccolti tabella 3. Le querce dei siti campionati hanno individui relativamente giovani con età simili, comprese tra i 56 e i 59 anni ed età massima tra i 60 e i 90 anni. Si può vedere che i siti trattati hanno registrato crescite superiori sia nei valori medi che massimi rispetto agli altri. Confrontando tra loro i diradati, si vede che è il plot T2 ad avere gli anelli più grandi, con spessore medio di 1.39 ± 0.75 mm; nei non diradati è il sito U2 con 0.95 ± 0.40 mm. Questi risultati sono simili a quelli ottenuti in *Quercus pyrenaica* in uno studio condotto nelle montagne della zona centrale della Spagna, dove gli incrementi medi dei plot diradati sono risultati pari a 2.11 mm rispetto agli 0.99 mm di quelli non diradati (Cañellas et a.,2004).
Anche il TRW max mostra lo stesso andamento del "medio", poiché è nei soprassuoli diradati che le piante hanno registrato l'incremento massimo più elevato e tra queste nel sito T2 con 3.68 mm. I valori di autocorrelazione (AC1) sono simili ed elevati in tutti i plot mentre la sensitività media (SM) risulta medio-bassa.

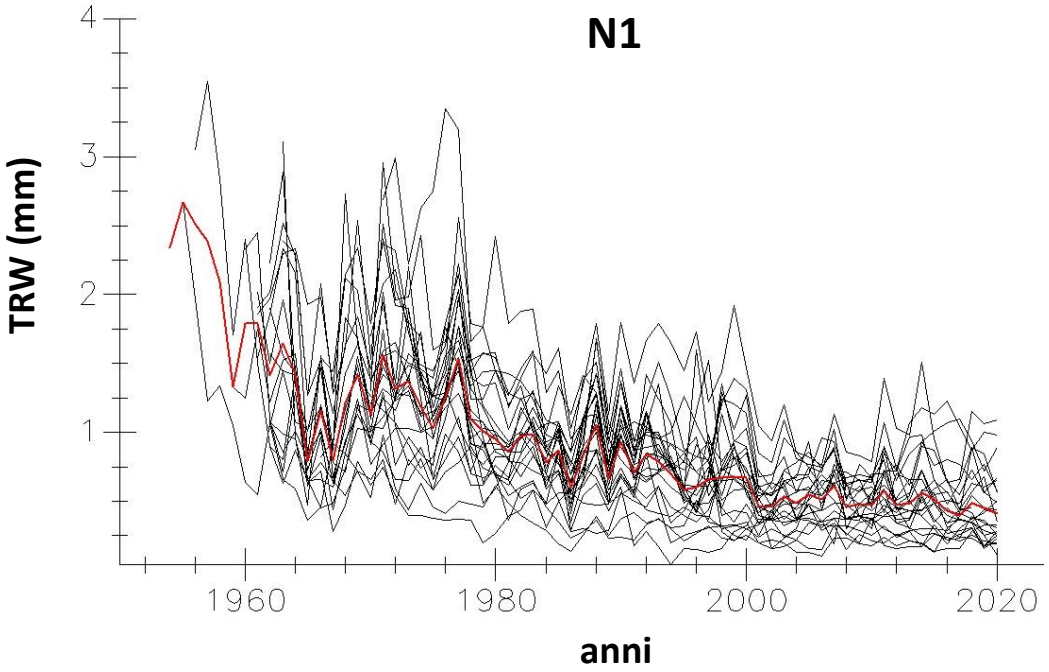
Plot	Età	Età massima	TRW min (mm)	TRW max (mm)	TRW medio ± dev.std (mm)	AC1	SM%
T1	57.6	60	0.36	2.75	1.11 ± 0.54	0.73	23.38
T2	59.1	74	0.43	3.68	1.39 ± 0.75	0.74	25.29
U1	56.8	66	0.26	2.28	0.85 ± 0.46	0.74	24.88
U2	56.0	90	0.39	2.20	0.95 ± 0.40	0.69	22.27

Tab. 3 – per ogni plot sono illustrati: età media e massima degli individui riferite all'anno 2020, il numero dei campioni analizzati, ampiezza degli anelli (TRW) minima, massima e media riscontrate, autocorrelazione di primo ordine (AC1) e sensitività media (SM).

Le serie di accrescimento sono riferite ai singoli alberi e mostrano andamenti piuttosto sincronizzati (figura 20). In particolare, nel periodo intorno al 1975 quasi tutte le piante hanno avuto un tasso di crescita elevato registrando incrementi superiori alla media, fino a 3-4 mm/anno. Tuttavia, osservando la tendenza complessiva si nota nel tempo una diminuzione nello spessore degli anelli. Questo non rappresenta una risposta a condizioni di stress quanto piuttosto una caratteristica dovuta all'effetto geometrico del fusto, che determina la formazione di anelli via via più stretti all'aumentare del diametro della pianta.

Per questo le serie TRW non sono idonee per analizzare le risposte incrementali delle piante al diradamento del 1984 i cui effetti possono essere meglio interpretati utilizzando le serie BAI.





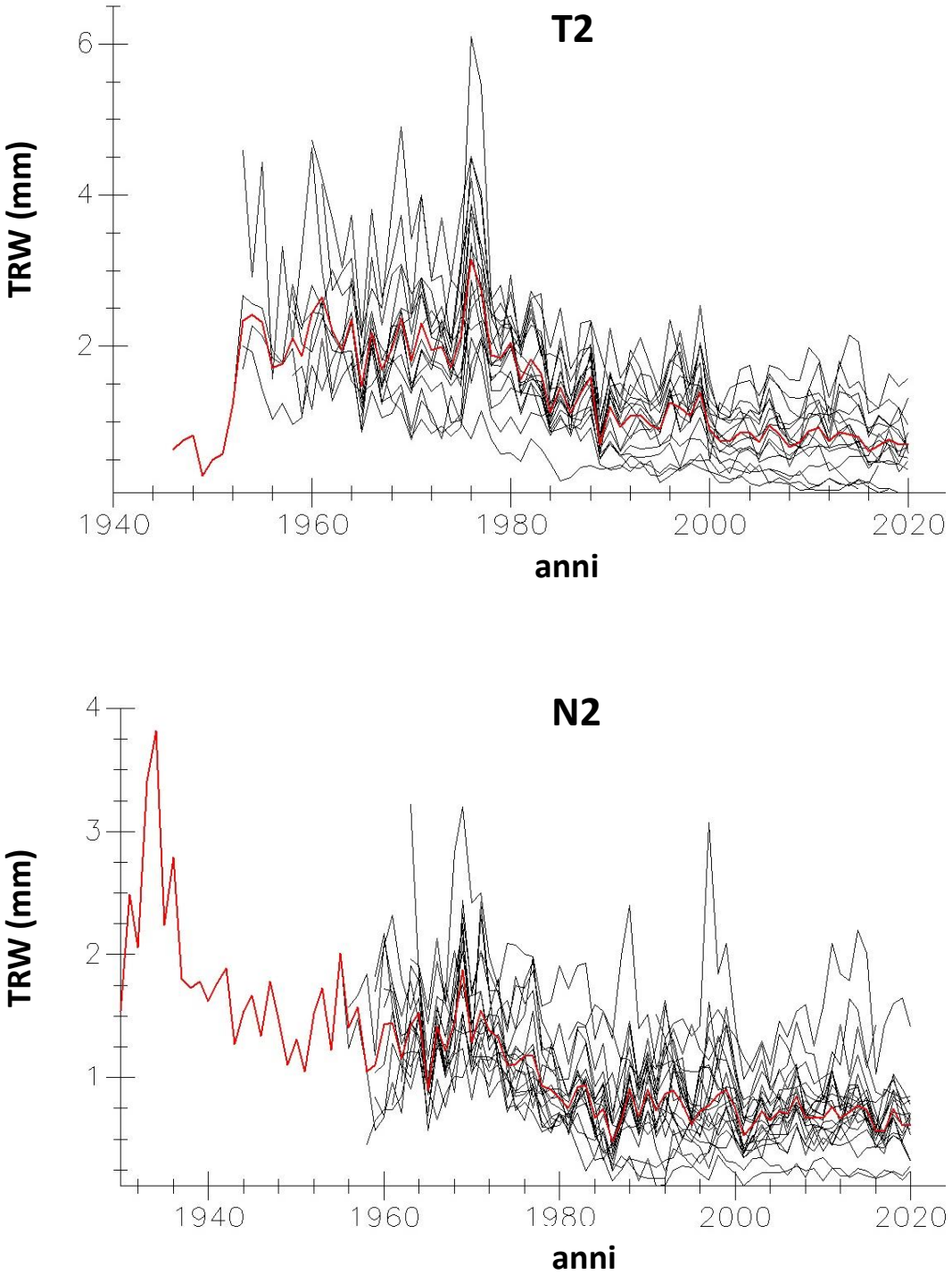


Fig.20 – sono riportati per ciascun plot le serie di accrescimento di ogni pianta (linee nere) e la cronologia media del plot (linea in rosso).

Dagli anni ’60 fino agli anni '70 *Q. subpyrenaica* evidenzia un accrescimento positivo sia nei plot diradati che in quelli non trattati perché le piante in fase giovanile tendono ad aumentare gli incrementi fino a stabilizzarsi nella fase di maturità (figura 21). Infatti, in quel periodo gli alberi avevano dai 25 ai 55 anni e i tassi di crescita molto alti erano simili e in

aumento in tutti i plot, tanto che le due linee sono quasi sovrapposte. Dopo il 1984, anno del diradamento, le querce seguono andamenti differenti; nei plot diradati mostrano una ripresa incrementale importante mentre nei plot non diradati tale comportamento è totalmente assente. Nel 1989 si osserva una repentina riduzione dovuta ad un evento di siccità eccezionale. Nonostante questo fenomeno straordinario, le piante dei plot diradati sono comunque cresciute maggiormente ed hanno anche rapidamente ripreso la loro completa funzionalità. Complessivamente, nelle aree di saggio diradate gli accrescimenti rimangono statisticamente più elevati per 20 anni consecutivi rispetto a quelli delle aree non trattate, fino al 2004. Questo effetto è stato osservato anche in cinque siti con *Pinus halepensis*, *Pinus nigra*, and *Pinus sylvestris* situati nella zona orientale della Spagna (Manrique-Alba et al., 2022), le cui simulazioni di crescita post-diradamento hanno dimostrato che gli effetti del diradamento sono rimasti per 15-20 anni. Dal 2004 in poi le due linee tendono a riavvicinarsi e i relativi intervalli di confidenza a toccarsi. Nonostante ciò, gli incrementi medi mostrano dei livelli superiori nei plot tagliati anche se l'intervallo di confidenza non è significativo. Questo momento segna la scomparsa dell'effetto del diradamento sui popolamenti interessati. Inoltre, gli intervalli di confidenza a volte si riducono, tendendo quasi a zero in prossimità di alcuni anni con bassi valori di BAI. Ciò indica che la maggior parte delle piante ha avuto la stessa risposta. Confrontando gli intervalli tra i due gruppi di plot (diradati e non diradati) si può vedere che la variabilità è molto più alta nelle aree di saggio diradate, indicando una maggiore variabilità negli incrementi.

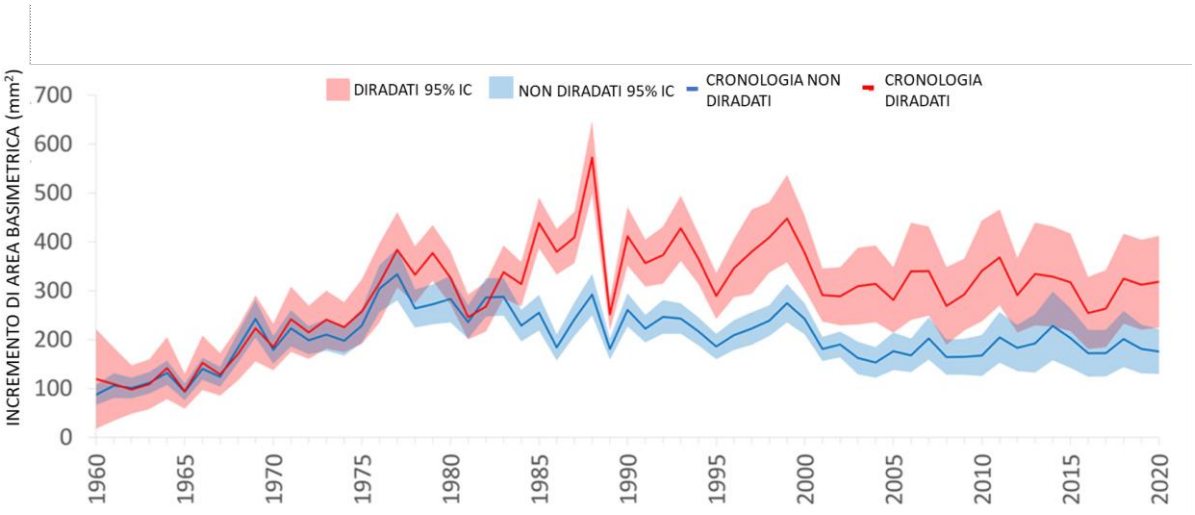


Figura 21: andamento dell'incremento di area basimetrica (BAI) nelle querce dei plot diradati (linea rosso) e non diradati (linea in blu). I contorni delle linee indicano l'intervallo di confidenza bootstrap (95%) nell'incremento dell'area basale.

In Figura 22, la percentuale media di BAIChange nel 1984 per gli alberi di *Quercus* dei plot non diradati è vicina allo 0 mentre nelle particelle diradate le querce mostrano un

cambiamento medio di BC del 100%. Questo risultato è di poco inferiore a quello rilevato in *Q. pyrenaica* con un %BC del 157% nei quattro anni successivi al taglio (Cañellas et al. 2004). Tuttavia, nel nostro studio, le differenze tra il primo e il terzo quartile nei valori %BC sono molto ampie (Q1 = 0% e Q3 = 150%) nei plot trattati, il che suggerisce una maggiore crescita e variabilità individuale dopo il trattamento.

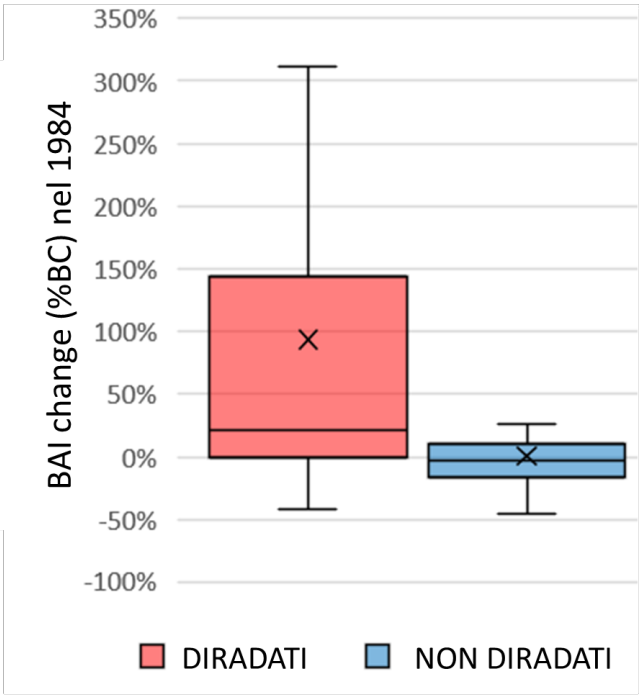
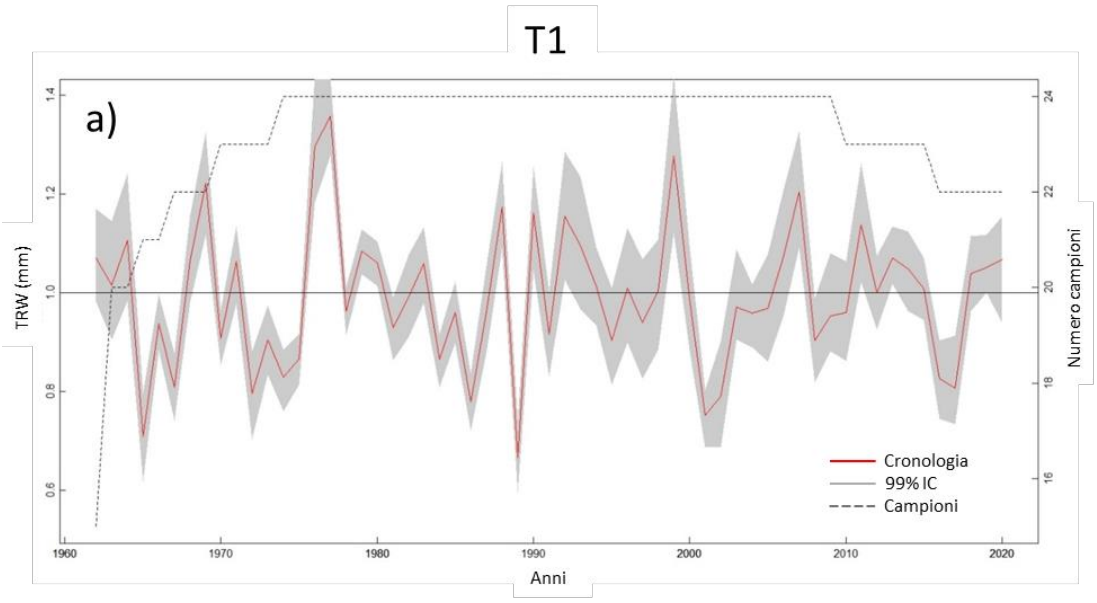
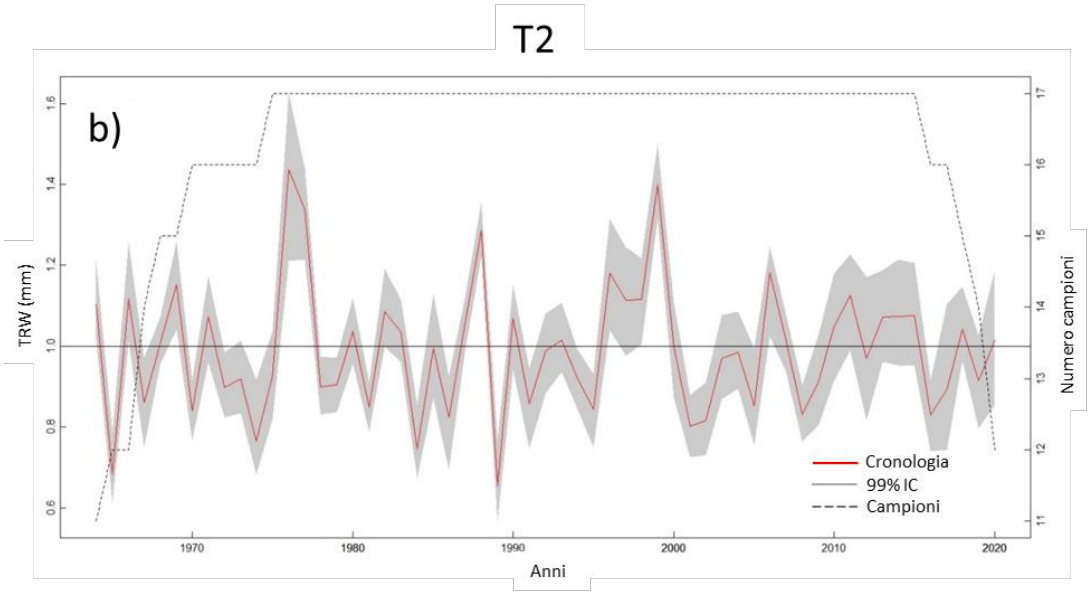


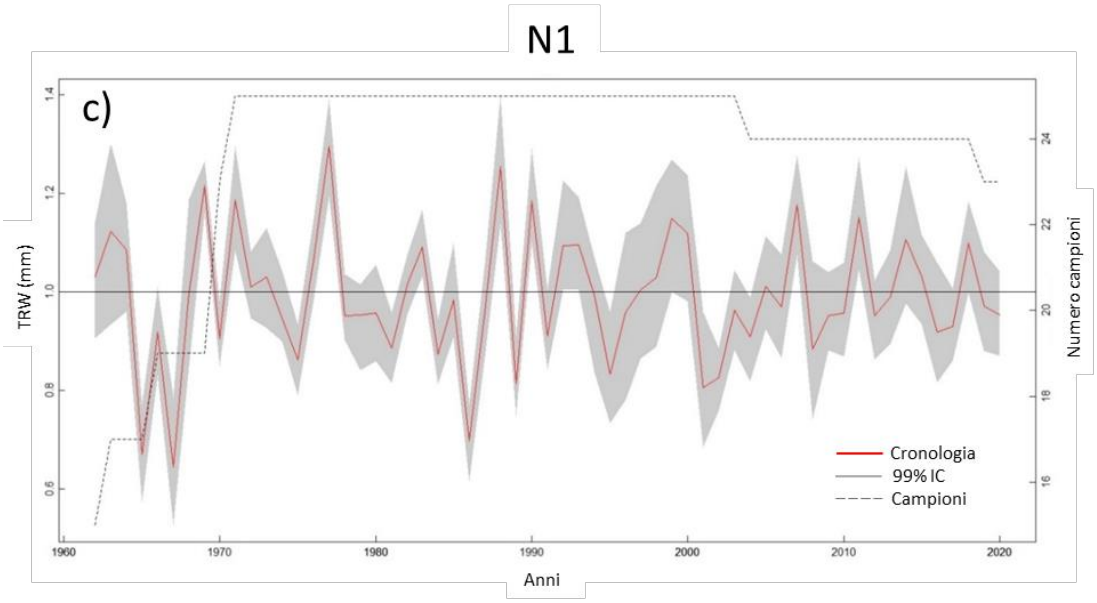
Figura 22: Boxplot del BAI Change (%BC) nei plot trattati e non trattati, in corrispondenza del 1984, anno del diradamento eseguito.

3.3 Relazioni clima-accrescimento

Con le serie BAI standardizzate si sono ottenute cronologie prive di trend di accrescimento (Fig.23). A partire dagli anni '60 il numero dei campioni che contribuisce alla cronologia media è superiore a 10. Come già visto per le cronologie BAI grezze (Fig.21) anche in questo caso gli intervalli di confidenza degli indici si riducono in prossimità di incrementi ridotti (es. 1989).


T1
a)
TRW (mm)
Numero campioni
Anni
Cronologia
99% IC
Campioni


T2
b)
TRW (mm)
Numero campioni
Anni
Cronologia
99% IC
Campioni


N1
c)
TRW (mm)
Numero campioni
Anni
Cronologia
99% IC
Campioni

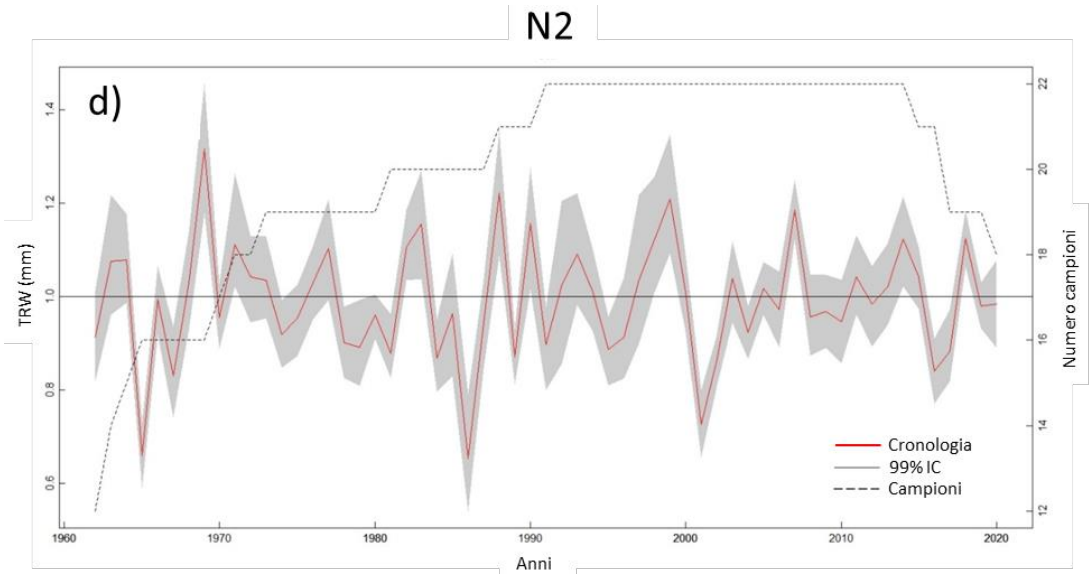


Fig.23: Cronologie di BAI standardizzate (dBAI) in rosso per i plot diradati (a,b) e non diradati (c,d), con intervallo di confidenza (IC) del 99% in grigio e numero dei campioni riportati nell'asse a destra.

La cronologia media BAI standardizzata (dBAI) dei plot non diradati (Fig. 23 c,d) è significativamente correlata con lo SPEI di settembre nei 6 mesi precedenti, mentre la cronologia media standard dei plot trattati (Fig.23 a,b) non mostra coefficienti significativi nei periodi successivi al trattamento (1984-2020) (Fig.24). Le due cronologie standard di *Q. subpyrenaica* riportano alti coefficienti di correlazione con lo SPEI a 9 mesi di ottobre, ma l'intervallo di confidenza è molto ampio e non significativo, suggerendo così una bassa stabilità del segnale.

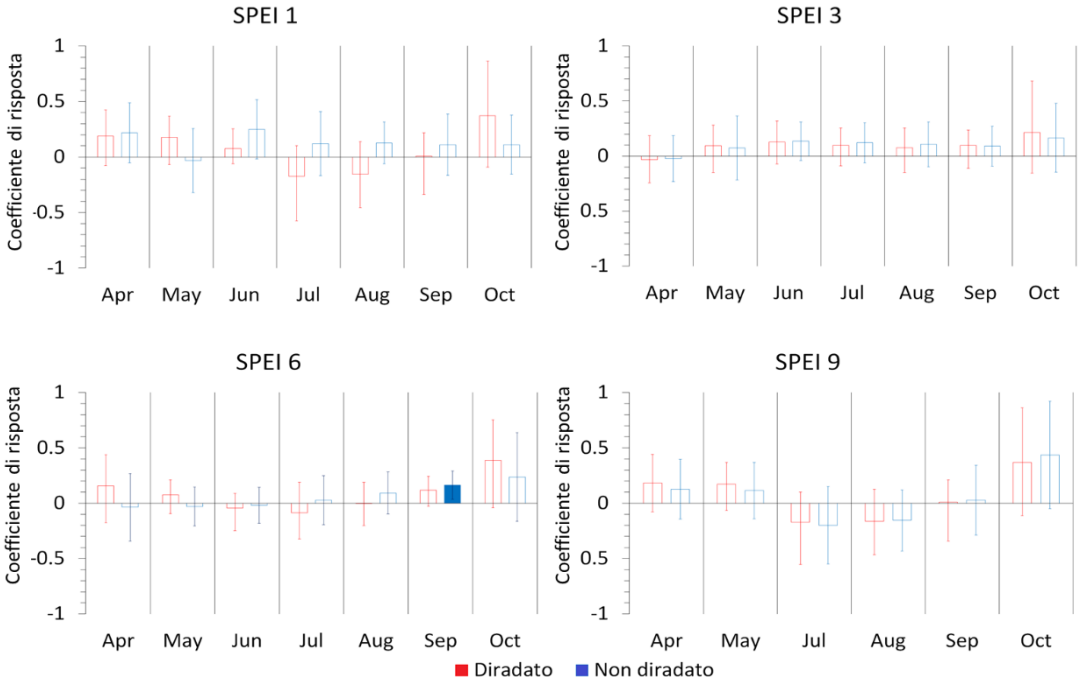


Figura 24: Coefficienti di risposta tra cronologie standard BAI medie dei plot diradati (T1,T2) e non (N1,N2) in relazione all'indice SPEI a 1, 3, 6 e 9 mesi. Le barre sono state riempite quando l'intervallo di confidenza bootstrap del 95% era significativo. Periodo di analisi 1984-2020.

3.4 Risposta dei popolamenti allo stress idrico

Nella cronologia dello SPEI a 9 mesi (ottobre) sono stati riconosciuti cinque eventi di siccità estrema, nel periodo 1960-2020, precisamente nel 1967,1986,1989,1995 e 2012 (Fig.25). Tra questi, quello del 1989 sia per intensità che per durata, è stato il più intenso, confermando che la riduzione di BAI già evidenziata (figura 21) è stata determinata da tale evento. Anche nel 1986 e 1995, lo stress idrico ha comportato una drastica diminuzione dei valori di BAI degli alberi sia dei plot diradati che non diradati. L'evento del 2012 invece risulta di poco al di sotto della soglia predefinita e per un periodo relativamente breve. Le altre annate con valori di SPEI inferiori alla soglia non sono state prese in considerazione perché si sono verificate nel periodo di riposo vegetativo.

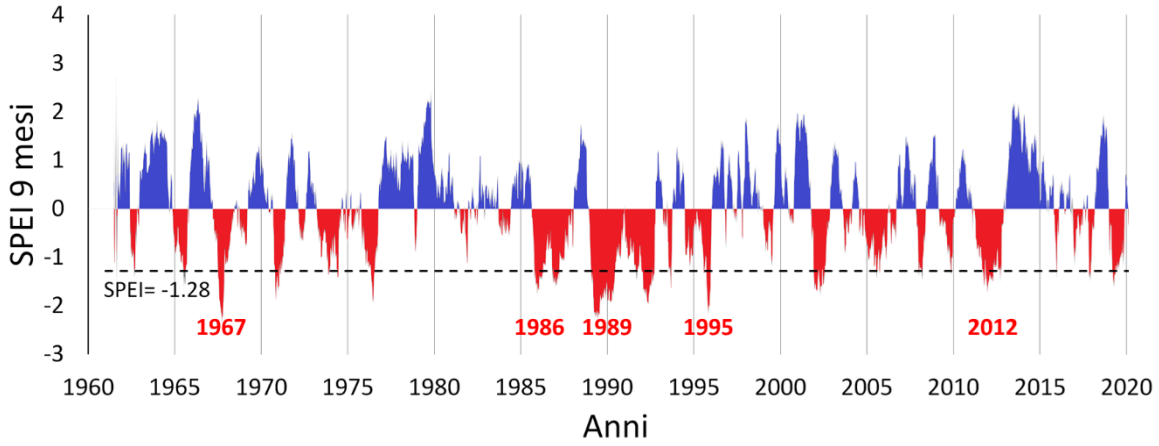


Fig.25 – SPEI calcolato su un periodo di 9 mesi. I valori negativi (in rosso) rappresentano periodi di siccità mentre i valori positivi (in blu) le annate piovose. Gli anni riportati in rosso si riferiscono a valori di SPEI inferiori a -1.28.

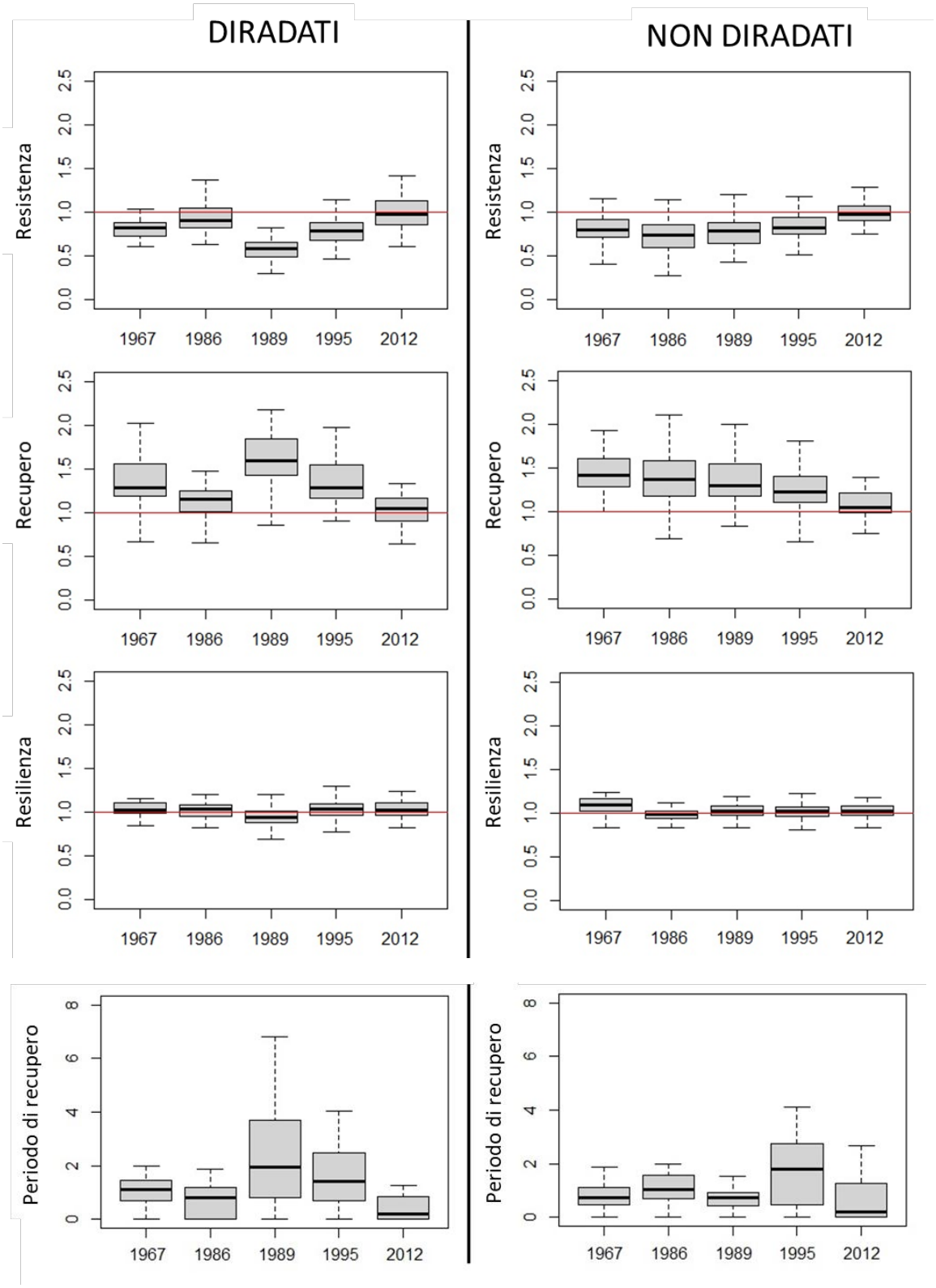


Fig.26 – indici di resistenza, recupero e resilienza e periodo di recupero (anni) riferiti agli episodi di forte siccità calcolati per la *Q. subpyrenaica* nei plot diradati e non diradati.

Comprendere quali variabili influenzano la risposta delle foreste alla siccità estrema è fondamentale per prevedere le dinamiche future nel contesto del cambiamento climatico in corso. Nella figura 26 viene illustrato l'andamento della resistenza degli alberi, il recupero,

la resilienza e il tempo di recupero ai cinque episodi di siccità del 1967, 1986, 1989, 1995, 2012 indicati come estremi dallo studio dello SPEI (Fig.25). Dall'analisi dell'indice della resistenza si possono notare differenze tra i siti diradati e non diradati. Gli eventi che hanno influenzato lo sviluppo delle piante in entrambe le tipologie di plot (trattati / non trattati) sono 1967, 1989 e 1995 e il 1986 per i plot non diradati. Nelle altre annate di siccità le piante mostrano livelli di resistenza che non si discostano significativamente da 1, indicando che non ci sono state variazioni con la crescita pre-disturbo, come nel caso degli eventi del 1986 per i plot diradati del 2012 per entrambi.

L'indice di recupero evidenzia che non ci sono grandi differenze tra i siti gestiti e non gestiti. Analogamente, valori superiori a 1 indicano che le piante non hanno subito un forte stress, perciò, relativamente agli eventi estremi selezionati con la resistenza si può notare che: i) nel 1967 le piante hanno risposto bene e in modo pressoché simile, ii) nel 1989 gli alberi dei plot trattati hanno recuperato meglio degli altri, e iii) nel 1995 entrambi i plot hanno ripreso senza particolari problemi.

Il valore della resilienza è stato circa pari a 1 per tutti i plot e per tutte le annate considerate. Ciò significa che i siti studiati non hanno riportato particolari impatti dopo l'evento. Un risultato simile è stato osservato in alcune specie del genere *Pinus* nella Penisola Iberica, dove non sono stati rilevati effetti significativi a lungo termine delle forti siccità sulla resistenza, recupero e resilienza (Serra-Maluquer et al., 2018).

Nello studio di Schmitt et al. (2020), gli autori evidenziano una chiara relazione tra la diminuzione della densità dei popolamenti di *Quercus petraea* con l'aumento della resistenza, recupero e resilienza ad eventi estremi di siccità.

I tempi di recupero sono diversi tra i plot: complessivamente anche questo indice conferma che non sono stati registrati eventi particolarmente severi, tanto che nel peggiore dei casi il periodo non supera i due anni. Dalla lettura del grafico si può vedere comunque che per le aree di saggio diradate un periodo di recupero più lungo è stato necessario per la siccità del 1989 e per i non diradati per quella del 1995.

I risultati di Martín-Gómez et al. (2017) forniscono la prova che *Q. subpyrenaica* mostra un adattamento significativo all'aumento della siccità, rispetto a conifere ampiamente distribuite nei pre-Pirenei (e.g. *Pinus sylvestris*). Nonostante i ripetuti eventi di siccità segnalati nella zona studiata, *Q. subpyrenaica* sembra rimanere all'interno della sua "comfort zone" mentre *P. sylvestris* sembra essere più suscettibile a stress da siccità.

4 CONCLUSIONI

Gli effetti dei diradamenti sull'accrescimento delle diverse specie arboree in diverse condizioni climatiche e gestionali sono un argomento di grande interesse. In particolare, si vorrebbe determinare i presunti benefici sull'accrescimento, ma anche la resistenza e la resilienza a disturbi e stress climatici come la siccità. La complessa interazione fra variabilità climatica e capacità di accrescimento può essere valutata efficacemente attraverso l'analisi dendrocronologica e dendroclimatica, con la quale è possibile evidenziare le risposte incrementali in relazione ad eventi climatici estremi e l'influenza positiva o negativa di determinati mesi prima e durante il periodo di formazione dell'anello legnoso. Lo studio condotto mostra dei primi risultati per la *Q. subpyrenaica*, una specie ancora poco studiata in termini ecologici e selvicolturali. Non è infatti ancora facilmente discriminabile l'influenza dei cambiamenti climatici nelle dinamiche di accrescimento, soprattutto per la scarsità di informazioni su questa specie.

I diradamenti possono ridurre la competizione tra individui all'interno del popolamento aumentandone la resistenza agli eventi di siccità (Bose et al., 2021) ma non sempre il loro effetto risulta così evidente. Nel nostro studio è stato osservato un maggiore sviluppo in altezza e diametro delle piante dei plot diradati rispetto ai non diradati. Quelli gestiti hanno registrato un tasso di cambiamento della crescita (%BC) del 100% dopo il taglio e incrementi di area basimetrica significativamente più alti per i successivi 20 anni. Gli eventi di siccità più estremi non sembrano aver causato effetti negativi a lungo termine in *Quercus subpyrenaica*. Sarebbe utile, perciò, continuare questo tipo di studi con ulteriori valutazioni degli effetti che la gestione forestale ha sulle cenosi per ottenere maggiori informazioni circa le migliori tecniche da utilizzare per assicurare l'adattamento al cambio climatico dei boschi mediterranei.

BIBLIOGRAFIA e SITOGRAFIA

- Abadía, A., Gil, E., Morales, F., Montañés, L., Montserrat, G., & Abadía, J. (1996). Marcescence and senescence in a submediterranean oak (Quercus *subpyrenaica* EH del Villar): photosynthetic characteristics and nutrient composition. *Plant, Cell & Environment*, *19*(6), 685-694.

- Adams, H. S., & Stephenson, S. L. (1983). A description of the vegetation on the south slopes of Peters Mountain, southwestern Virginia. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 18-22.

- Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., ... & Cobb, N. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest ecology and management*, *259*(4), 660-684.

- Anjum, S. A., Xie, X. Y., Wang, L. C., Saleem, M. F., Man, C., & Lei, W. (2011). Morphological, physiological and biochemical responses of plants to drought stress. *African journal of agricultural research*, *6*(9), 2026-2032.

- Barton, N. H., & Hewitt, G. M. (1985). Analysis of hybrid zones. *Annual review of Ecology and Systematics*, *16*(1), 113-148.

- Becagli, C. (2012). Relazioni tra efficienza, produttività e accrescimento radiale in cedui di latifoglie decidue avviati all'alto fusto.

- Bernstein, L., Bosch, P., Canziani, O., Chen, Z., Christ, R., & Riahi, K. (2008). IPCC, 2007: climate change 2007: synthesis report.

- Bettini, G., Bianchetto, E., Butti, F., Chiellini, C., De Meo, I., d'Errico, G., ... & Torrini, G. (2016). *IL DIRADAMENTO SELETTIVO: Accrescere stabilità e biodiversità in boschi artificiali di pino nero*. Compagnia delle Foreste Srl.

- Biondi, F., & Qeadan, F. (2008). A theory-driven approach to tree-ring standardization: defining the biological trend from expected basal area increment. *Tree-Ring Research*, *64*(2), 81-96.

- Breda, N., Granier, A., & Aussenac, G. (1995). Effects of thinning on soil and tree water relations, transpiration and growth in an oak forest (Quercus petraea (Matt.) Liebl.). *Tree physiology*, *15*(5), 295-306.

- Bunn, A. G. (2008). A dendrochronology program library in R (dplR). *Dendrochronologia*, *26*(2), 115-124.

- Burke, E. J., Brown, S. J., & Christidis, N. (2006). Modeling the recent evolution of global drought and projections for the twenty-first century with the Hadley Centre climate model. *Journal of Hydrometeorology*, *7*(5), 1113-1125.

- Cañellas, I., Del Río, M., Roig, S., & Montero, G. (2004). Growth response to thinning in Quercus pyrenaica Willd. coppice stands in Spanish central mountain. *Annals of forest science*, *61*(3), 243-250.

- Chmura, D. J., Anderson, P. D., Howe, G. T., Harrington, C. A., Halofsky, J. E., Peterson, D. L., ... & Clair, J. B. S. (2011). Forest responses to climate change in the northwestern United States: ecophysiological foundations for adaptive management. *Forest Ecology and Management*, *261*(7), 1121-1142.

- Cornes, R.C., van der Schrier, G., van den Besselaar, E.J.M., Jones, P.D., 2018. An Ensemble Version of the E-OBS Temperature and Precipitation Data Sets. J. Geophys. Res. Atmos. 123, 9391–9409. URL: https://doi.org/10.1029/2017JD028200

- D'Amato, A. W., Bradford, J. B., Fraver, S., & Palik, B. J. (2013). Effects of thinning on drought vulnerability and climate response in north temperate forest ecosystems. *Ecological Applications*, *23*(8), 1735-1742.

- De Dios, R. S., Benito-Garzón, M., & Sainz-Ollero, H. (2009). Present and future extension of the Iberian submediterranean territories as determined from the distribution of marcescent oaks. *Plant Ecology*, *204*(2), 189-205.

- Fritts, H. C. (1976). Tree rings and climate, 567 pp. Academic, San Diego, Calif.

- Gazol, A., Sangüesa-Barreda, G., Granda, E., & Camarero, J. J. (2017). Tracking the impact of drought on functionally different woody plants in a Mediterranean scrubland ecosystem. *Plant Ecology*, *218*(8), 1009-1020.

- Giorgi, F., & Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and planetary change*, *63*(2-3), 90-104.

- Giuggiola, A., Bugmann, H., Zingg, A., Dobbertin, M., & Rigling, A. (2013). Reduction of stand density increases drought resistance in xeric Scots pine forests. *Forest Ecology and Management*, *310*, 827-835.

- Hernández, L., De Dios, R. S., Montes, F., Sainz-Ollero, H., & Cañellas, I. (2017). Exploring range shifts of contrasting tree species across a bioclimatic transition zone. *European Journal of Forest Research*, *136*(3), 481-492.

- Himrane, H., Camarero, J. J., & Gil-Pelegrín, E. (2004). Morphological and ecophysiological variation of the hybrid oak Quercus *subpyrenaica* (*Q. faginea*× *Q. pubescens*). *Trees*, *18*(5), 566-575.

- Holmes, R. L. (1983). Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement.

- Huguet del Villar EH (1935) Sur le nom de quelques Quercus et la systématique du *faginea*. Cavanillesia 7:57–70.

- Ingrisch, J., & Bahn, M. (2018). Towards a comparable quantification of resilience. *Trends in Ecology & Evolution*, *33*(4), 251-259.

- Johnson, S. E., & Abrams, M. D. (2009). Basal area increment trends across age classes for two long-lived tree species in the eastern US. *Trace*, *7*, 127-134.

- Lagergren, F., Lankreijer, H., Kučera, J., Cienciala, E., Mölder, M., & Lindroth, A. (2008). Thinning effects on pine-spruce forest transpiration in central Sweden. *Forest Ecology and Management*, *255*(7), 2312-2323.

- Lloret, F., Keeling, E. G., & Sala, A. (2011). Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos*, *120*(12), 1909-1920.

- Loidi, J., & Herrera, M. (1990). The Quereus *pubescens* and Quereus *faginea* forests in the Basque Country (Spain): distribution and typology in relation to climatic factors. *Vegetatio*, *90*(1), 81-92.

- Loidi, J. (Ed.). (2017). The vegetation of the Iberian Peninsula.

- Manos, P.S.; Doyle, J.J.; Nixon, K.C. Phylogeny, biogeography, and processes of molecular differentiation in Quercus subgenus Quercus (Fagaceae). Mol. Phylogenet. Evol. 1999, 12, 333–349.

- Manrique-Alba, À., Beguería, S., & Camarero, J. J. (2022). Long-term effects of forest management on post-drought growth resilience: An analytical framework. *Science of The Total Environment*, *810*, 152374.

- Martí, M. G., Palacio, S., & Milla, R. (2004). Fenología y características funcionales de las plantas leñosas mediterráneas. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Madrid, España. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF*, 129-162.

- Martín-Gómez, P., Aguilera, M., Pemán, J., Gil-Pelegrín, E., & Ferrio, J. P. (2017). Contrasting ecophysiological strategies related to drought: the case of a mixed stand of Scots pine (Pinus sylvestris) and a submediterranean oak (Quercus subpyrenaica). *Tree Physiology*, *37*(11), 1478-1492.

- McKee, T. B., Doesken, N. J., & Kleist, J. (1993, January). The relationship of drought frequency and duration to time scales. In *Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology* (Vol. 17, No. 22, pp. 179-183).

- Nardini, A., Battistuzzo, M., & Savi, T. (2013). Shoot desiccation and hydraulic failure in temperate woody angiosperms during an extreme summer drought. *New Phytologist*, *200*(2), 322-329.

- Nixon, K. C. (1993). Infrageneric classification of Quercus (Fagaceae) and typification of sectional names. In *Annales des sciences forestières* (Vol. 50, No. Supplement, pp. 25s-34s). EDP Sciences.

- Nowacki, G. J., & Abrams, M. D. (1997). Radial-growth averaging criteria for reconstructing disturbance histories from presettlement-origin oaks. *Ecological Monographs*, *67*(2), 225-249.

- Olalde, M., Herrán, A., Espinel, S., & Goicoechea, P. G. (2002). White oaks phylogeography in the Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management*, *156*(1-3), 89-102.

- Palmer, W. C. (1965). *Meteorological drought* (Vol. 30). US Department of Commerce, Weather Bureau.

- Pasho, E., Camarero, J. J., de Luis, M., & Vicente-Serrano, S. M. (2011). Impacts of drought at different time scales on forest growth across a wide climatic gradient in north-eastern Spain. *Agricultural and Forest Meteorology*, *151*(12), 1800-1811.

- Peguero-Pina, J. J., Sancho-Knapik, D., Martín, P., Saz, M. Á., Gea-Izquierdo, G., Cañellas, I., & Gil-Pelegrín, E. (2015). Evidence of vulnerability segmentation in a deciduous Mediterranean oak (Quercus *subpyrenaica* EH del Villar). *Trees*, *29*(6), 1917-1927.

- Petit, R. J., Hampe, A., & Cheddadi, R. (2005). Climate changes and tree phylogeography in the Mediterranean. *Taxon*, *54*(4), 877-885.

- Piussi, P. (1994). Selvicoltura generale.

- R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: https://www.R-project.org/.

- Saunders, M., Tobin, B., Sweeney, C., Gioria, M., Benanti, G., Cacciotti, E., & Osborne, B. A. (2014). Impacts of exceptional and extreme inter-annual climatic events on the net ecosystem carbon dioxide exchange of a Sitka spruce forest. *Agricultural and forest meteorology*, *184*, 147-157.

- Schmitt, A., Trouvé, R., Seynave, I., & Lebourgeois, F. (2020). Decreasing stand density favors resistance, resilience, and recovery of Quercus petraea trees to a severe drought, particularly on dry sites. *Annals of Forest Science*, *77*, 1-21.

- Schweingruber, F. H. (2012). *Tree rings: basics and applications of dendrochronology*. Springer Science & Business Media.

- Schweitzer, J. A., Martinsen, G. D., & Whitham, T. G. (2002). Cottonwood hybrids gain fitness traits of both parents: a mechanism for theirlong-term persistence?. *American Journal of Botany*, *89*(6), 981-990.

- Scocco, P., Piermarteri, K., Malfatti, A., Tardella, F. M., & Catorci, A. (2016). Increase of drought stress negatively affects the sustainability of extensive sheep farming in sub-Mediterranean climate. *Journal of Arid Environments*, *128*, 50-58.

- Seidl, R., Fernandes, P. M., Fonseca, T. F., Gillet, F., Jönsson, A. M., Merganičová, K., ... & Mohren, F. (2011). Modelling natural disturbances in forest ecosystems: a review. *Ecological Modelling*, *222*(4), 903-924.

- Serra-Maluquer, X., Mencuccini, M., & Martínez-Vilalta, J. (2018). Changes in tree resistance, recovery and resilience across three successive extreme droughts in the northeast Iberian Peninsula. *Oecologia*, *187*(1), 343-354.

- Sohn, J. A., Saha, S., & Bauhus, J. (2016). Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, *380*, 261-273.

- Spittlehouse, D. L., & Stewart, R. B. (2003). Adaptation to climate change in forest management.

- Team, R. C. (2013). R: A language and environment for statistical computing.

- Thurm, E.A., Uhl, E. and Pretzsch, H. (2016) Mixture reduces climate sensitivity of Douglas-fir stem growth. Forest Ecology and Management 376: 205-220.

- Van der Maaten-Theunissen, M., van der Maaten, E., & Bouriaud, O. (2015). pointRes: an R package to analyze pointer years and components of resilience. Dendrochronologia, 35, 34-38.

- Vicente-Serrano, S. M., Beguería, S., & López-Moreno, J. I. (2010). A multiscalar drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of climate*, *23*(7), 1696-1718.

- Vicente-Serrano, S. M., Tomas-Burguera, M., Beguería, S., Reig, F., Latorre, B., Peña-Gallardo, M., ... & González-Hidalgo, J. C. (2017). A high resolution dataset of drought indices for Spain. *Data*, *2*(3), 22.

- Vila-Viçosa, C., Arenas-Castro, S., Marcos, B., Honrado, J., García, C., Vázquez, F. M., ... & Gonçalves, J. (2020). Combining Satellite Remote Sensing and Climate Data in Species Distribution Models to Improve the Conservation of Iberian White Oaks (Quercus L.). *ISPRS International Journal of Geo-Information*, *9*(12), 735.

- Zhang, X., Guan, D., Li, W., Sun, D., Jin, C., Yuan, F., ... & Wu, J. (2018). The effects of forest thinning on soil carbon stocks and dynamics: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, *429*, 36-43.

- Zhongming, Z., Linong, L., Wangqiang, Z., & Wei, L. (2021). Climate Change 2021: The Physical Science Basis.

RINGRAZIAMENTI

Del mondo scientifico vorrei ringraziare profondamente tutto il gruppo che mi ha permesso di scrivere questo testo, progetto iniziato da lontano che finalmente vede la luce. Mi riferisco prima di tutto al dott. Jesús Julio Camarero Martinez senior researcher all'IPE (Istituto Pirenaico de Ecologia) di Zaragoza (SP) dove ho potuto tornare per la seconda volta per una ulteriore collaborazione. Poi al dott. Michele Colangelo, researcher, che mi ha sempre rassicurato e accompagnato in questa esperienza. Insieme abbiamo trascorso giornate che mi hanno insegnato molto, sia a livello personale che professionale. Sono estremamente grato al mio correlatore, dott. Enrico Tonelli, punto fisso nell'elaborazione e stesura della tesi; ringrazio inoltre i professori Alessandro Vitali e Carlo Urbinati per avermi guidato in questo percorso ma soprattutto per avermi motivato in ogni momento.

La conclusione di un percorso non è mai merito di una sola persona; non è grazie alla mia profonda passione per la natura e alla volontà messa che sono riuscito a raggiungere questo traguardo. È stato quell'insieme di forze che da sempre mi legano e mi spingono avanti facendomi credere che tutto sia fattibile, basta crederci. Questa è la mia fortuna; una famiglia e degli amici veri con i quali fare un passo dopo l'altro. Potrei dire grazie a mia madre che con il suo fare protettivo mi ha cullato e amato continuamente, oppure grazie a mio padre che nel suo apparente disinteresse ha saputo incoraggiarmi. Dovrei dire grazie alla mia piccola donna che con le sue difficoltà ha saputo superare sfide che nemmeno i più temerari avrebbero affrontato, dandomi un grande esempio per non mollare. Sicuramente un inchino va fatto a mio "fratello", uomo cresciuto con me, spalla formidabile per qualsiasi decisione; non dimentico il Mich, Amico da sempre e affidabile compagno. Che dire poi dei nonni, non esiste nulla di più bello del loro affetto; ti sostengono a qualsiasi costo, sono la radice che ti fa crescere e salire in alto. Ultima grande risorsa è stata la mia ragazza. Potrei scrivere tantissime belle parole su di lei, su quanto mi ha trasmesso e delicatamente insegnato. Lei, che già da piccoli aveva capito tutto, è stata sempre presente e pronta a sostenermi; è un altro di quei pezzi indispensabili per completare il puzzle. Oggi finalmente potrò festeggiare, guardare il mondo ancora più fiducioso. Vorrei poter dimostrare la dedizione che sento continuando a camminare nel percorso della vita, sfruttando tutte le sfide e le mete ambiziose possibili. Cercherò di farlo orgogliosamente.

Infine, vorrei rivolgere un pensiero a chi purtroppo tutto questo non ha idea di cosa sia. A quei bambini e a quelle famiglie che per troppi motivi non riescono a sognare. Ai ragazzi meno fortunati, a quelli che vorrebbero poter scegliere della loro vita, a quelli che hanno perso la speranza; insomma, a quella parte di mondo che non ce la fa perché è stata abbandonata. A tutti voi dedico questo mio traguardo e spero che un giorno, ciò che ho potuto imparare, studiare e capire sarà utile per aiutare qualcuno.