

ESCUELA UNIVERSITARIA DE INGENIERÍAS AGRARIAS DE PALENCIA.
UNIVERSIDAD DE VALLADOLID

10-6-2024



RESILIENCIA DEL CRECIMIENTO DE ÁRBOLES A EVENTOS
DE SEQUÍA EN UNA ZONA VERDE URBANA: UNA
APLICACIÓN DE DENDROCRONOLOGÍA

MÁSTER EN INGENIERÍA DE MONTES

Trabajo fin de máster

Presentado por:

ISABEL CATALINA CUESTA CANO

Director:

JAIME MADRIGAL GONZÁLEZ

Tutora académica:

MARÍA MILAGROSA CASADO SANZ

ÍNDICE

RESUMEN	3
ABSTRAC	3
1. INTRODUCCIÓN	4
1.1. Antecedentes	4
1.1.1. Cambio climático y sus efectos sobre la vegetación	4
1.1.2. Dendrocronología	7
1.1.3. Vulnerabilidad, resistencia y resiliencia.....	9
1.1.4. Ecosistemas verdes urbanos	11
1.1.5. Las especies vegetales	12
1.2. Hipótesis	14
2. OBJETIVOS	14
2.1. Justificación	15
3. MATERIALES Y MÉTODOS	15
3.1. Área de estudio	15
3.2. Recogida de datos	17
3.3. Estudio dendrocronológico.....	19
3.4. Análisis de datos	21
3.5. Análisis estadístico	24
4. RESULTADOS	27
4.1. Patrones de crecimiento (BAI)	27
4.2. Respuesta clima-crecimiento.....	28
4.3. Resiliencia de las tres especies.....	30
4.4. Resistencia de las tres especies	31
5. DISCUSIÓN	33
5.1. Patrones de crecimiento en la serie de años	33
5.2. Sensibilidad de las especies en términos de crecimiento y respuesta al clima.	34
5.3. Resiliencia a la sequía.....	36
5.4. Resistencia a la sequía	37
6. CONCLUSIONES	38
7. REFLEXIONES	39
8. BIBLIOGRAFÍA	40
9. AGRADECIMIENTOS	52

10. ANEXOS	53
10.1. Anexo 1. Anexo fotográfico.....	53
10.1.1. Las especies	53
10.1.2. Proceso de recogida de datos	54
10.2. Anexo 2. Planos	55
10.2.1. Plano 1. plano topográfico de altitud.....	55
10.2.2. Plano 2. Plano de curvas de nivel.....	56
10.2.3. Plano 3. Detalle zona regada	56
10.3. Anexo 3. Gráficas complementarias	57
10.3.1. Selección de la ventana de tiempo	57
10.3.2. Gráfica relación modelo observado vs modelo teórico	58
10.4. Anexo 4. Tablas.....	59
10.4.1. Tabla 6.....	59
DEDICATORIA.....	60

RESUMEN

Como consecuencia del cambio climático, ha habido en los últimos años un incremento de sequías extremas en la cuenca mediterránea y en el futuro se prevé un aumento de su frecuencia e intensidad, que tendrán un impacto directo sobre los ecosistemas terrestres. Las zonas verdes urbanas juegan un papel importante en el bienestar y la salud física y mental de las poblaciones y comprender la respuesta de estos ecosistemas a sequías severas, será esencial para predecir los efectos sobre los múltiples recursos ecosistémicos que prestan. En este trabajo comparamos el crecimiento radial de tres especies ornamentales (*Cupressus arizonica*, *Cupressus lusitanica* y *Ulmus pumila*) ubicadas, en el parque de La Huerta del Duque de Cuéllar, Segovia, España. Mediante técnicas dendrocronológicas evaluamos las relaciones clima-crecimiento (interacción índice de aridez (UNEP), especie, edad e identidad del individuo); resiliencia y resistencia (calculadas con índices de Lloret) a eventos de sequía extrema (2005, 2012 y 2019) en un periodo de veintiún años (2000-2021). Los datos obtenidos se analizaron estadísticamente ajustando modelos lineales mixtos (BAI y resistencia) y simples (resiliencia), y aplicando el criterio del estadístico AICc con menor valor. Nuestros resultados concluyen que las distintas especies tienen diferente respuesta al clima, pero ante eventos de sequía extrema, las tres se comportan igual (muestran igual resiliencia y resistencia).

Palabras clave:

Cambio climático, ecosistemas verdes urbanos, dendrocronología, *Cupressus arizonica*, *Cupressus lusitanica*, *Ulmus pumila*, índices de Lloret.

ABSTRAC

As a result of climate change, there has been an increase in extreme droughts in the Mediterranean basin in recent years, and it is projected that their frequency and intensity will continue to rise in the future, directly impacting terrestrial ecosystems. Urban forest play a crucial role in the well-being and physical and mental health of populations. Understanding how these ecosystems respond to severe droughts is essential for predicting the effects on the various ecosystem services they provide. In this study, we compared the radial growth of three ornamental species (*Cupressus arizonica*, *Cupressus lusitanica*, and *Ulmus pumila*) located in La Huerta del Duque Park of Cuéllar, Segovia, Spain. Using dendrochronological techniques, we evaluated the climate-growth relationships (including the interaction of aridity index (UNEP), species, age, and individual identity); resilience and resistance (calculated using Lloret indices) to extreme drought events (2005, 2012, and 2019) over a twenty-one-year period (2000-2021). The data were statistically analysed by fitting mixed linear models (BAI and resistance) and simple models (resilience) and applying the Amick statistic with the lowest value. Our results indicate that different species exhibit varying responses to climate, but all three behave similarly in the face of extreme drought events (they show equal resilience and resistance).

Keywords:

Climate change, urban green ecosystems, dendrochronology, *Cupressus arizonica*, *Cupressus lusitanica*, *Ulmus pumila*, Lloret index.

1. INTRODUCCIÓN

Las proyecciones de cambio climático prevén un calentamiento del planeta de entre 2°C y 4°C para finales de siglo, lo que conllevará un aumento de la frecuencia e intensidad de sequías severas y olas de calor. Este escenario, puede poner en peligro el funcionamiento de los ecosistemas terrestres a nivel mundial y comprometer la provisión de múltiples servicios ecosistémicos esenciales para las sociedades humanas. Hasta ahora, la combinación de altas temperaturas y sequías se ha relacionado con una reducción significativa en el crecimiento de las plantas, así como un aumento de eventos de mortandad masiva y decaimiento del vigor. Existen evidencias para prever que muchos de los ecosistemas naturales que conocemos actualmente cambien a lo largo de las próximas décadas. Sin embargo, la evidencia de cómo cambiarán las formaciones vegetales artificiales destinadas a zonas verdes es todavía escasa.

Las zonas verdes en ambientes urbanos juegan un papel muy importante en el bienestar y la salud física y mental de la población. Los jardines en general representan ecosistemas creados *ad hoc*, altamente diversos, donde los elementos constituyentes, en este caso los árboles y arbustos, se distribuyen en el espacio siguiendo criterios estéticos y/o culturales. Algunas de las especies presentes en estos jardines son nativas del lugar en el que son plantadas, sin embargo, muchas otras proceden de regiones biogeográficas y climáticas muy alejados de nuestra región Mediterránea, y por tanto tienen escasa capacidad de adaptación a la falta de agua y al aumento de la temperatura. Esto hace que gran parte de las especies arbóreas presentes en las zonas verdes y los jardines sean especialmente vulnerables al cambio climático, lo cual pone en riesgo su interés estético, botánico e incluso histórico para las próximas décadas.

Ante esta situación surgen diversas preguntas:

¿Cómo responderán estas especies fuera de su hábitat natural ante cambios climáticos extremos?, ¿son todas igual de vulnerables?, ¿se puede determinar la respuesta de distintas especies, presumiblemente diferentes?, ¿se podría predecir la tendencia de algunas zonas verdes urbanas?

1.1. Antecedentes

1.1.1. Cambio climático y sus efectos sobre la vegetación

Para contextualizar el concepto, partimos de que en la historia de nuestro Planeta han existido diversos cambios climáticos. El clima ha sido cambiante en temperaturas y precipitaciones en tiempos pretéritos y lo seguirá siendo en el futuro, independientemente de la acción antrópica (Ciesla, 1996; Bravo, 2007). La Tierra ha sido objeto de distintas glaciaciones y periodos interglaciares debidos a la variabilidad natural (Houghton et al., 1996; Paillard, 1998 y 2001),

pero las perturbaciones de origen antrópico (emisión de contaminantes, cambio en el uso del suelo, sobreexplotación de recursos...) están alterando el clima hasta un punto que supera los límites de esa variabilidad natural, registrando un calentamiento global más rápido, antes nunca observado en la historia de la Tierra (Karl & Trenberth, 2003; Huntley, 2007) y las zonas urbanas juegan un papel fundamental como grandes emisoras de CO₂.

En este sentido, Naciones Unidas, lo corrobora: *“el cambio climático se refiere a los cambios a largo plazo de las temperaturas y los patrones climáticos”*, que pueden ser de origen natural o antrópico, especialmente preocupante este último, causante del actual cambio del clima debido a la emisión de GEI (gases efecto invernadero). El aumento de estos gases (principalmente dióxido de carbono y metano) contribuye al incremento de la temperatura¹ atmosférica, dando lugar al calentamiento global² con el consiguiente aumento de aridez (Díaz-Martínez et al., 2023)

Además, según el sexto informe del IPCC (2022), *“Los recientes cambios en el clima –sin precedentes en miles de años– son generalizados, rápidos y se están intensificando”*, e indica que la acción antrópica indiscutiblemente está contribuyendo al cambio climático, *“haciendo que los eventos extremos, como olas de calor, lluvias torrenciales y sequías, sean más frecuentes y severos”* y ayudan al aumento de los incendios forestales. Fenómenos como la mayor concentración de CO₂, incrementos muy rápidos de la subida del nivel del mar, disminución de hielos árticos y retroceso de glaciares ya descritos en el anterior informe de IPCC (Camino, 2015) se han intensificado, coadyuvando a la extinción de especies y a la pérdida de biodiversidad.

Es indiscutible y numerosos estudios científicos lo avalan, que la temperatura del planeta está aumentando desde principios del siglo XX. Según estudio realizado por De Vilchez et al., en 2019 en las Isla Baleares se emitía un 39 % más de GEI que en 1990 y en los últimos 20 años se han registrado los 16 años más cálidos desde 1880. Este aumento tiene consecuencias directas sobre la vegetación y está siendo tan rápido que es muy difícil que las especies autóctonas se adapten a él, pero puede ocurrir que especies invasoras mejor adaptadas a las nuevas condiciones, ocupen esos lugares (Capdevila-Argüelles et al., 2011), naturalizándose (Sáenz-Romero et al., 2016).

¹ La temperatura media de la Tierra es ahora 1,1 °C más elevada que a finales del siglo XIX, antes de la revolución industrial, y más elevada en términos absolutos que en los últimos 100 000 años. La última década (2011-2020) fue la más cálida registrada. En esa línea, cada una de las cuatro últimas décadas ha sido más caliente que cualquier otra década desde 1850.

<https://www.un.org/es/climatechange/what-is-climate-change>

² <https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/que-es-el-cambio-climatico.html>

Ya el informe de 2007 del IPCC indicaba que los sistemas forestales mediterráneos estaban en peligro ante el cambio climático, al encontrarse en una zona de transición. Actualmente se está agravando³.

Camarero et al. (2013) en su estudio con *Pinus uncinata* Ramond ex DC., indican que la región mediterránea es propensa a la sequía y las respuestas de crecimiento del arbolado a la misma varían en un gradiente de aridez; aunque existen poblaciones adaptadas a condiciones muy secas, que es imprescindible preservar, también se verían comprometidas ante eventos extremos de sequía. Sanz y del Castillo (2021), evidencian los impactos del cambio climático en España que afectan a todos los sectores; en las especies forestales se han observado cambios fenológicos como la variación de la permanencia de hojas en árboles caducifolios, cambios en los periodos de floración o fructificación o incrementos en la defoliación y mortandad, o el cambio en la distribución de algunas plantas, “como la ascensión altitudinal del haya en el Montseny o el piorno serrano y el enebro en la Sierra de Guadarrama”. Las especies de montaña se desplazan en altitud (Valladares et al., 2005) y otras endémicas de la zona mediterránea se están trasladando al centro de la Península.

Capdevila-Argüelles et al. (2011) concluyen que “*macrófitos de origen subtropical y tropical están acelerando su expansión en el Mediterráneo*” y que los ecosistemas aislados son más vulnerables. En este sentido, el estudio de islas Baleares indica que el calentamiento global afectará a especies endémicas como la encina, que aparecen como más vulnerables y aunque poblaciones de árboles situadas en su límite ecológico o geográfico (Valladares et al., 2005) pueden aportar información valiosa (Andreu et al., 2007), los procesos de adaptación genética son muy lentos, comparado con la rapidez de los cambios del clima en las últimas décadas (Sáenz-Romero et al., 2016), así en la cuenca mediterránea, el incremento de aridez y sequía puede comprometer gravemente el funcionamiento de los bosques, además del peligro de los incendios forestales, que han aumentado en los últimos años (Rosa et al., 2018). Los periodos de sequía también afectan negativamente al *Abies alba* Mill. (Guillén & Yarza, 2020).

Una investigación realizada por diversas universidades e institutos, con *Pinus pinaster* Ait. en un ambiente mediterráneo extremo, obtiene resultados que establecen una relación sólida entre el cambio climático (CC) y el área basimétrica de los árboles, (Madrigal-González et al., 2018).

En la revista National Geographic (2022) que indicaba que la cuenca del Mediterráneo es una de las zonas más vulnerables ante la crisis climática, considerada una de las zonas cero debido a sequías, falta de agua dulce, subida del nivel del mar, lo que genera que el impacto sobre esta región sea

³ <https://ucc.uva.es/los-bosques-mediterraneos-cada-vez-mas-vulnerables-al-cambio-climatico/>

especialmente virulento; esta situación no solo no ha cambiado, sino que se ha agravado en años posteriores.

1.1.2. Dendrocronología

La dendrocronología⁴ (del griego *dendro* = árbol, *cronos* = tiempo y *logos* = conocimiento) es una disciplina científica que estudia los anillos anuales de crecimiento de plantas leñosas (principalmente árboles), a lo largo del tiempo (Fritts, 2001; Mendivelso et al., 2016). En zonas templadas, el anillo de crecimiento se forma de primavera a otoño⁵ (madera temprana, más clara y madera tardía, más oscura) en capas concéntricas y aparece muy bien delimitado (Fritts, 2001) debido a la estacionalidad climática (Schweingruber, 2012); esta peculiaridad anatómica nos permite correlacionar distintas variables climáticas con los espesores de los anillos de crecimiento de los árboles; así se han podido reconstruir exitosamente climas de épocas antiguas y más recientes, dependiendo de la edad del árbol (Fritts, 1976; Creus, 1991; Cancio et al., 1997). La variabilidad del clima a lo largo de los años afecta simultáneamente a los árboles de una región y se produce una elevada sincronía en la secuencia de los anillos de crecimiento de árboles de la misma zona, lo que permite identificar anillos climáticamente característicos y vincularlos a años concretos (Ribas Matamoros, 2006).

Desde hace años, se fue incrementando el interés por estudiar adaptaciones ecológicas para entender mecanismos de tendencias evolutivas filogenéticas en el xilema (Bailey, 1920; Carlquist, 1975; Baas, 1976). Se enfatizó la relación de dependencia entre los caracteres de la madera y la disponibilidad de agua y la conexión entre las características anatómicas cuantitativas y la temperatura, altitud, estacionalidad y distribución geográfica (Baas, 1982; Baas et.al., 1983).

Tres áreas de estudio de esta disciplina, especialmente interesantes (en la materia de las ciencias forestales), son:

- La **dendroclimatología**, que analiza y desarrolla registros de las condiciones climáticas, correlacionándolos con el crecimiento de los árboles.
- La **dendroecología**, particularmente útil en el estudio de procesos ecológicos, que permite reconstruir sucesión e historia de un bosque, régimen de perturbaciones, producción forestal, predicción de respuestas del bosque al clima... (Bosch & Gutiérrez, 1999); como el estudio de la

⁴ Andrew E. Douglass (1867-1962), señalado como el padre de la Dendrocronología. Por la década de 1920, Douglass fue pionero de la dendrocronología, principalmente por su aporte a la definición del fechado cruzado (o cross-dating), lo cual aplico a una variedad de disciplinas desde la climatología, astronomía y arqueología.
<https://cmicef.org/blog/2020/09/01/la-dendrocronologia-como-fuente-de-informacion-de-la-dinamica-forestal/>

⁵ En invierno se detiene el crecimiento porque la actividad del cambium se para.

relación causa efecto entre la resinación y el crecimiento de individuos y masa resinada (Dochao, 2013); o el estudio del crecimiento de los anillos con frecuencia de desmoche, en fresnos del centro de España (*Fraxinus angustifolia* Vahl.) que “*revela el cese del manejo tradicional en 1970 y patrones de manejo específicos de las propiedades*” (Candel-Pérez et al., 2022).

- La **dendropirocronología**, que permite datar los incendios ocurridos en el pasado o realizar reconstrucciones históricas de incendios, como la realizada en Cerro El Potosí, Nuevo León, que es un área natural protegida, utilizando *Pinus hartwegii* Lindl., *Pinus ayacahuite* Ehren. y *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco (Calleja, 2019).

También sirve de base a materias como la geomorfología, historia y arqueología, entre otras. Un estudio innovador, realizado en el Pirineo catalán con pino negro (*Pinus uncinata* Ramond ex DC.) utilizó dendrogeomorfología para tipificar episodios de aludes en los últimos 40 años (Muntán et al., 2009).

Los estudios dendrocronológicos se llevan a cabo mediante una serie de principios y métodos que permiten relacionar con exactitud los anillos de crecimiento con el año que se formaron (datación) e interpretar la información que nos ofrecen (Cook & Kairiukstis, 1990, 2013; Gutiérrez, 2009; Mendivelso et al., 2016)

Varios estudios, desde principio del siglo pasado, han utilizado esta disciplina como metodología para correlacionar respuestas de crecimiento al clima y otras variables (Stokes & Smiley, 1968; Fritts, 1976). Ribas Matamoros (2006) a través de registros dendrométricos, evaluó la plasticidad del crecimiento radial de pino carrasco frente a las distintas condiciones del clima mediterráneo, a distintas escalas espaciales y temporales, obteniendo interesantes resultados de especie “elástica” (con capacidad de adaptación inmediata a la variabilidad del clima); Viguera Moreno (2012) analizó con dendrocronología el crecimiento de *Pinus sylvestris* L. y *Quercus pirenaica* Willd., y detectó la disminución del crecimiento de algunos individuos en años previos a la muerte, por especie y altitud; también detectó un aumento de la sensibilidad al clima de las dos especies. Camarero et al. (2013), en el estudio de crecimiento de *Pinus nigra* relacionaron el crecimiento con la sequía a partir de los anillos anuales y Camarero et al. (2014) en su estudio dendrocronológico ayudó a conocer la evolución de los bosques pirenaicos y a prever su evolución futura. Otra investigación con *Pinus pinaster* (Madrigal-González et al., 2018) se realizó correlacionando área basimétrica (obtenida a partir de los anillos de crecimiento) y cambio climático en árboles de ambiente extremo, cuyos resultados “*establecen un vínculo sólido entre el cambio climático y los incrementos del área basal de los árboles*”

1.1.3. Vulnerabilidad, resistencia y resiliencia

La vulnerabilidad al cambio climático es definida por el IPCC en su cuarto informe (2007) como el grado en que los sistemas biológicos (pero también geofísicos y socioeconómicos) son capaces o incapaces de hacer frente a los efectos adversos del cambio climático, incluyendo variabilidad climática y fenómenos extremos. El quinto informe del IPCC (2014) matiza esta definición: *“la vulnerabilidad comprende una variedad de conceptos y elementos que incluyen la sensibilidad o susceptibilidad al daño y la falta de capacidad de respuesta y adaptación”*. La sensibilidad es la medida en que el crecimiento, reproducción o supervivencia de los individuos de una población dependen del clima y la adaptación *“es la capacidad de un sistema para ajustarse al cambio climático (incluso a la variabilidad del clima y a los fenómenos extremos) para mitigar posibles daños, aprovechar las oportunidades o afrontar las consecuencias”* (IPCC, 2007). En resumen, la vulnerabilidad es la predisposición para ser afectado negativamente.

Las distintas especies vegetales (y seres vivos en general) se desarrollan en un rango ambiental definido, que para unas especies es más amplio que para otras (Alpizar, 2008). Pero todas dependen de la temperatura y de la disponibilidad hídrica en sus procesos vitales. En las especies arbóreas, la sequía y el incremento de aridez futuros pueden afectar a la conductividad hídrica y se pueden producir cambios fenológicos (caída de hojas, floración y fructificación) debido a la variación de temperaturas (Herrero & Zavala, 2015). Algunas especies aplican ciertas estrategias de adaptación y desplazamiento que les permite aumentar su opción de supervivencia, mientras que otras encuentran dificultades en la adaptación a condiciones de cambio climático y se consideran especies vulnerables. (Alpizar, 2008).

El concepto de vulnerabilidad está ligado a los de resiliencia y resistencia (Valdecantos et al., 2022). La definición de resistencia en términos ecológicos supone la capacidad de absorber el estrés ejercida por un sistema (Individuo, población, ecosistema...) frente al cambio que pueda provocar un evento exógeno o una perturbación (sequía extrema, incendio...) y conseguir permanecer (Herrero & Zavala, 2015; Valdecantos et al., 2022). La resiliencia se define como la capacidad de un sistema (individuo, población, ecosistema...) de hacer frente a un suceso exógeno o perturbación (incendio, sequía extrema...) recuperando la estructura, función e identidad previos al suceso y conservando la capacidad de adaptación (IPCC, 2014; Herrero & Zavala, 2015). Por tanto, la resistencia y resiliencia (ver figura 1) pueden medir la capacidad del sistema para seguir funcionando, lo que determinaría su estabilidad (Fialho et al., 2013; Lamothe et al., 2019). Otro concepto que aparece en la figura es el de recuperación, que se define como la capacidad de recuperarse en relación con el daño experimentado durante una perturbación (Lloret et al., 2011).

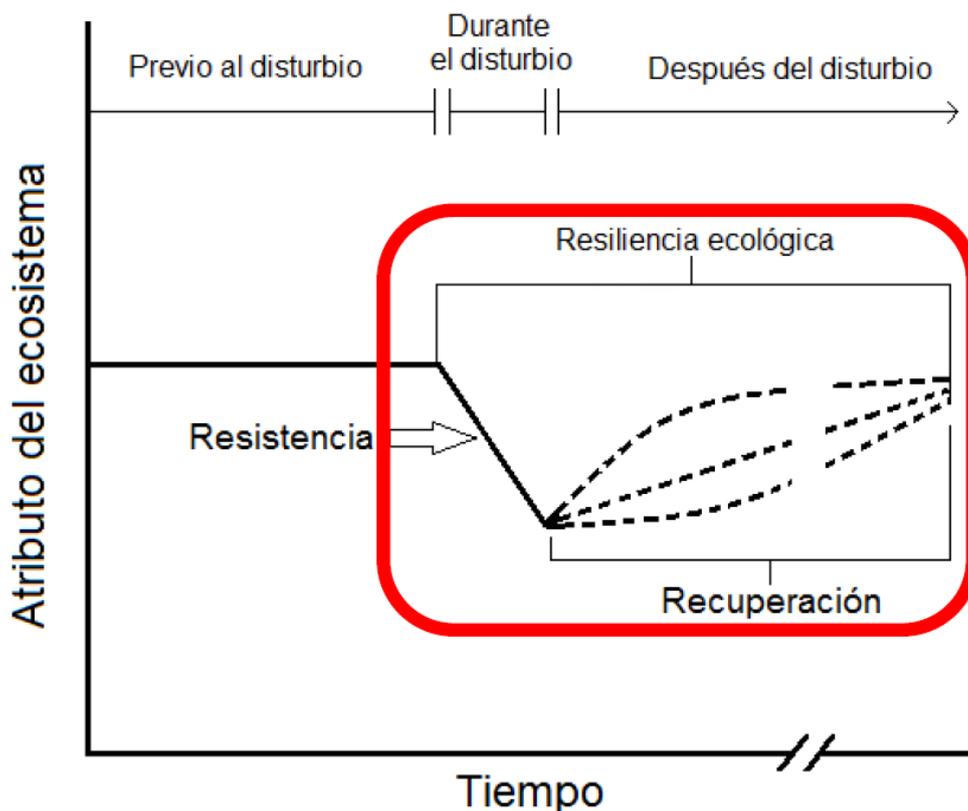


Figura 1. Componentes de la resiliencia ecológica. Guerra-Martínez y Osorio Olvera, 2018, modificado de Lloret et al 2011.

Diversos estudios de vulnerabilidad frente al cambio climático de diferentes especies vegetales se han llevado a cabo con especies forestales. Felicísimo et al. (2012) en su estudio de vulnerabilidad de flora y vegetación españolas, determinaron porcentajes de vulnerabilidad crítica o muy alta en 75 especies forestales (23%) y 145 de flora amenazada (43%). El trabajo realizado por García-Haro et al. (2014), aunque no está realizado con dendrocronología, es interesante porque, “pone de manifiesto la vulnerabilidad de la vegetación en España ante condiciones ambientales extremas a través de las correlaciones entre índices meteorológicos de sequía (SPI) y variables biofísicas extraídas de datos MODIS/EOS y SEVIRI/MSG”

El estudio de la resiliencia de tres especies de pino coexistentes (*Pinus halepensis* Miller., *Pinus nigra* J.F. Arnold., *Pinus sylvestris* L.) en el Pre-Pirineo aragonés, utilizando los índices de resiliencia (Lloret et al., 2011), obtiene como resultados que los pinos halepensis y nigra son los que mejor se adaptan a periodos secos, mientras que el pino silvestre mostró más limitaciones (Rodríguez Horcajo, 2016).

Michelot et al. (2012) concluyen que investigar la respuesta del crecimiento frente a variaciones climáticas permite anticiparse a la vulnerabilidad de las especies

ante los cambios y se podrá favorecer la aplicación de estrategias más adecuadas (Matías & Jump, 2012).

1.1.4. Ecosistemas verdes urbanos

Las zonas urbanas se consideran ecosistemas heterogéneos formados a su vez por otros ecosistemas diferentes, como parques, lagos... (Bolund & Hunhammar, 1999). Dentro de estos espacios nos encontramos con zonas verdes, que la RAE define como “*terreno que, en el casco de una ciudad o en sus inmediaciones, se destina total o parcialmente al arbolado o parques*” y Elía (1998) definió de forma general como “*cualquier espacio libre en el que dominen las áreas plantadas de vegetación, espontánea o artificialmente introducida por el hombre*” (Alba et al., 2020), aunque tendrá diferentes connotaciones según el profesional que lo estudie. Dentro de este concepto, con carácter general, se engloba a los parques y jardines, denominados así especialmente por los organismos que los gestionan. Jardín se refiere a la estética del espacio (paisajista) y parque al uso y utilidad de este concepto más funcional (Consuelo et al., 2015). Hay diversas matizaciones en cuanto a conceptos, que no son objeto de este estudio.

Aunque las zonas verdes han evolucionado a lo largo de la historia, desde la dedicación a los dioses en Grecia, pasando por zonas privadas y públicas en Roma, de uso privado en la Edad Media (especialmente monasterios), gran desarrollo en el Renacimiento (pero ligadas a élites), hasta la actualidad (Boffil et al., 2009), siempre se han considerado un lugar de esparcimiento. Los espacios verdes urbanos son lugares que proveen de servicios ecosistémicos, (aquellos bienes y servicios de los ecosistemas), que benefician a los seres humanos, tanto ambiental, como socialmente (Borelli et al., 2017).

Es tal la importancia de estos espacios verdes que los planificadores llevan tiempo considerando un enfoque integral, incorporando valores económicos, políticos, sociales y culturales (Haq, 2011; Vaquerizo, 2015). Son espacios normalmente públicos a los que puede acceder cualquier persona.

Además, desde hace unos años hasta la actualidad, debido al panorama climático, se suma su importancia ecológica -secuestro de carbono como mitigante del CC, formación de oxígeno, aislamiento de ruido y amortiguación de temperatura, además de albergar diversas especies de animales, plantas y hongos que favorecen la diversidad (Sierra Rodríguez & Ramírez Silva, 2010).

Las especies vegetales conforman la estructura básica de estos lugares y a veces son relictas de las originarias, pero en la mayoría de los casos son exóticas, introducidas como especies ornamentales y procedentes de diversas regiones biogeográficas (De Oliveira et al., 2011); así se convierten, probablemente en la mayor fuente de especies invasoras (Smith et al., 2006). Varios autores advierten de esta problemática (Young et al., 2006; Larson et al.,

2011) y plantean la gestión de estas especies, favoreciendo las autóctonas (Orellana Asenjo, 2022).

Con la Agenda 21 y ODS se apuesta por la sostenibilidad de esos lugares y se están diseñando, teniendo en cuenta esa perspectiva, pero ¿qué ocurrirá con los que ya existen, cuando esas plantas exóticas tienen unos requerimientos específicos? Si pensamos un poco, hay en España muchos parques famosos, como el Retiro en Madrid, Parque Well en Barcelona, Campo grande en Valladolid, los Jardines de La Granja (Segovia), por citar algunos.

Las soluciones basadas en la naturaleza (SBN; soluciones inspiradas en la naturaleza para hacer frente a retos ambientales de manera eficiente) representan uno de los enfoques más recientes, dirigido a aumentar la resiliencia urbana en el contexto de cambio climático (Mellado et al., 2021).

1.1.5. Las especies vegetales

La estética ha sido un factor relevante en el diseño de parques y jardines; jugar con volúmenes, colores, espacios de sombra, incluso olores, ha contribuido a introducir árboles, arbustos y otro tipo de plantas de diversas procedencias biogeográficas, consideradas exóticas, que han cumplido con los objetivos de paisajismo de estos lugares. Los árboles son los más célebres representantes de la flora de parques y jardines (Sánchez de Lorenzo-Cáceres, 2011). Actualmente existe un importante tejido empresarial de viveros dedicados al cultivo de plantas ornamentales. La globalización ha permitido que el ser humano pueda trasladar especies desde lugares más lejanos y en menor tiempo (García Lozada, 2012). Las especies objeto de este estudio, procedentes de bosques en su hábitat natural, son consideradas especies ornamentales. A continuación, se realiza una breve descripción de estas:

A) *Cupressus arizonica*

El nombre común de esta especie es ciprés de Arizona (*Cupressus arizonica* Greene), pertenece a la familia de las cupresáceas, es muy usado en jardinería y paisajismo a nivel mundial por su crecimiento rápido y su resistencia a la polución urbana. Se ha usado para delimitar fincas, como pantalla sonora y visual y como setos al ser resistente a la poda y los recortes. También se han hecho reforestaciones en terrenos áridos.

Especie originaria del Norte de México, sur de Arizona y Nuevo México. Árbol medio de hasta 15 metros, monoico, perenne y con copa piriforme y follaje azulado. Tronco de corteza lisa, rojiza que se escama. Hojas escuamiformes o imbricadas, con el ápice levantado y provistas de glándulas resinosas. Los estróbilos son leñosos con 6-8 escamas muconadas, verdes en la juventud y se tornan marrones en la madurez. Resistente a la sequía, tolerante al frío y vive en

todo tipo de suelos excepto los encharcados. Los anillos de crecimiento varían desde poco o nada diferenciados hasta claramente diferenciados (Esteban et al., 2003), ocasionalmente falsos anillos y de transición brusca.

B) *Cupressus lusitanica*

El ciprés *Cupressus lusitanica* Mill, conocido como cedro blanco, cedro de Portugal o ciprés de México, también de la familia cupresáceas, se utiliza como especie ornamental y también se cultiva por su madera.

Esta especie es natural de México y Centroamérica y se ha introducido en diversas partes del mundo. Conífera monoica muy longeva, de crecimiento rápido de joven, que puede alcanzar los 30 metros. Tiene el tronco recto, con corteza delgada marrón-rojiza, blanca en el interior y fisurada longitudinalmente. La copa es cónica o piramidal y las hojas son escamosas, de color verde azulado a glauco. Conos femeninos dehiscentes, redondeados, de 12 a 15 mm, formados por 6-8 escamas duras; conos masculinos más pequeños, cilíndricos y bracteados. Se adapta a diferentes condiciones ambientales y suelos. Anillos de crecimiento poco diferenciado (Esteban et al., 2003) o diferenciados, de transición gradual (Carvalho, 1996).

C) *Ulmus pumila*

Especie de ulmácea conocida como olmo de Siberia u olmo siberiano (*Ulmus pumila* L). Se utiliza como planta de jardinería y aunque parece que se introdujo en España en el siglo XVI, no hay datos históricos fiables al respecto, si bien Mariano Sánchez (especialista del jardín botánico) afirma que es en la década de los 80 cuando se empieza a plantar en espacios urbanos para sustituir al olmo negro, afectado de grafiosis (Alcalá Pajares, 2019).

El *Ulmus pumila* es una especie leñosa procedente de Asia, que se encuentra ampliamente distribuida en China, Mongolia, Rusia oriental y Corea (Fu et al., 2003) y se ha ido propagando a Europa y América, así el género *Ulmus* está presente en los cinco continentes (Fragnière et al., 2021). Árbol caducifolio de hasta 25 metros de altura, de tronco recto con corteza grisácea que presenta grietas longitudinales. Las hojas son simples, alternas de 5-9 cm de longitud, asimétrica en la base del limbo, ápice agudo-acuminado y margen aserrado simple. Las flores se disponen en cimas y son hermafroditas e inconspicuas y la floración es temprana (febrero-marzo), antes de la aparición de las hojas. El fruto es una samara plana, ovalada de 1-2 cm, verde al principio y luego torna al marrón y maduran antes de que salga la hoja; la semilla está en el centro (Pérez, 2011). Es una especie de crecimiento rápido, no muy longeva, que tolera un amplio rango de condiciones edáficas y ambientales, incluidos ambientes xeromórficos (Li et al., 2007; Clarke et al., 2014; Alcalá Pajares, 2019) y según Amorós (2021), varios autores han estudiado su tolerancia a la salinidad (Song et al., 2006; Khamzina et al., 2009; Mu & Ding., 2022) y tolera bastante bien la

grafiosis (Smalley & Kais, 1966; Gil et al., 2003; Solla et al., 2005; Amorós, 2021). Hibrida fácilmente con olmos autóctonos, produciendo individuos con caracteres morfológicos mezclados (Cogolludo et al., 2001). Madera con anillos de crecimiento bien marcados.

Según Alcalá Pajares (2019), el *Ulmus pumila* se ha expandido por la península debido a sus características ecológicas (gran tolerancia edáfica y climática) y reproductivas (sexualmente produciendo gran cantidad de semillas que se dispersan con facilidad por el viento y asexualmente), lo que la puede convertir en una especie invasora, pretensión de su trabajo, aunque aún no está incluida en el catálogo de especies invasoras de España.

Otro estudio realizado con *Ulmus pumila* permiten identificar especies distintas, *Ulmus pumila*, *Ulmus minor* Mill. y sus híbridos por la biometría de sus hojas (Cogolludo et al., 2001) y varios trabajos han realizado investigaciones enfocadas a los cultivos energéticos de corta duración, mediante ensayos con distintos clones de esta especie (Pérez García, 2016; Amorós, 2021).

1.2. Hipótesis

Partimos de la hipótesis de que especies diferentes tendrán distinta respuesta al clima y también distinta resiliencia y resistencia. Además, esperamos que las diferencias en crecimiento, resistencia y resiliencia, debidas a la especie, puedan estar condicionadas por la edad.

2. OBJETIVOS

Este trabajo, como objetivo principal, pretende evaluar la vulnerabilidad a la sequía de tres especies arbóreas de procedencias biogeográficas muy dispares (*Cupressus lusitanica* Mill., *Cupressus arizonica* Greene y *Ulmus pumila* L.) que forman parte de la vegetación ornamental de la zona verde “Huerta del Duque” en el casco urbano de Cuéllar (Segovia). Esta vulnerabilidad se evaluará a partir de sus respuestas de crecimiento a las fluctuaciones climáticas y eventos extremos de sequía en las últimas décadas. Para ello se aplicarán técnicas dendrocronológicas de datación y medición de anillos de crecimiento anual y se cuantificará la respuesta de crecimiento a la sequía con índices de resiliencia de Lloret et al. (2011). Se pondrá especial énfasis en la capacidad de resistencia y de resiliencia de los árboles al evento de sequía extremo que tuvo lugar en el año 2005.

Como objetivos específicos, se pretende:

- Analizar con técnicas dendrocronológicas estándar si las 3 especies se comportan igual frente al CC (sequía).

- Estudiar la resiliencia de las 3 especies a eventos de sequía de 2005, 2012 y 2019, a través del crecimiento radial de las 3 especies antes, durante y después de la sequía.
- Estudiar la resistencia de las 3 especies a eventos de sequía de 2005, 2012 y 2019, a través del crecimiento radial de las 3 especies antes, durante y después de la sequía

2.1. Justificación

Varios son los estudios realizados con distintas especies forestales, mediante técnicas dendrocronológicas y asociando los crecimientos a los cambios climáticos que han ocurrido, como se ha indicado en el apartado introducción. Sin embargo, no hay evidencias de estudios realizados con especies ornamentales, cuya procedencia habitual es de distintas regiones biogeográficas y que, en el lugar de destino son propias de ecosistemas urbanos, como son parques, jardines y otros espacios verdes. Estas especies en su nuevo destino pueden adaptarse de forma natural o tener unos requerimientos específicos (agua, temperatura, suelo) que se han aportado artificialmente. Muchos jardines se han regado tradicionalmente y ahora con la escasez de agua, empiezan a tener restricciones lo que implica un futuro incierto de muchos árboles (Lloret & Kitzberger, 2018) y por tanto de estos ecosistemas verdes urbanos que contribuyen al bienestar social. Conocer la tendencia de estas situaciones permitirá tomar decisiones sobre el futuro de estos emblemáticos lugares, existentes en todo tipo de poblaciones (Sjöman et al., 2015).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología de este estudio se enfocó en el análisis dendrocronológico de tres especies utilizadas en jardinería (*Cupressus arizonica* Greene., *Cupressus lusitanica* Mill. y *Ulmus pumila* L.) (Ver anexo 1, las especies) y su respuesta a las sequías. Se seleccionaron estas especies por encontrarse a una altitud parecida y en un tipo de suelo similar, fuera de la zona de riego del parque (que es la zona más baja), ver anexo 2 (plano 2 de curvas de nivel). Los resultados obtenidos se usaron para el estudio de la vulnerabilidad de las especies en función de su respuesta al clima, su resistencia y resiliencia.

3.1. Área de estudio

El estudio se realizó en el parque denominado “Huerta del Duque”, que se encuentra dentro del casco urbano de Cuéllar, provincia de Segovia, en de la comunidad autónoma de Castilla y León (imágenes 1 y 2) y es una zona verde

municipal, ubicada detrás del castillo de la villa (imágenes 3 y 4), sus coordenadas son: 41°23'56.1"N 4°19'09.4"O/ 41.39946, -4.31945).



Imagen 1. (Izquierda). Mapa de ubicación de Cuéllar en España. Fuente: Wikipedia.



Imagen 2. (Derecha). Mapa de ubicación de Cuéllar en la provincia de Segovia. Fuente: Wikipedia.

El terreno ocupa una superficie de unas ocho hectáreas y se encuentra a una altitud aproximada de 858 m s.n.m. (Anexo 2, plano 1)

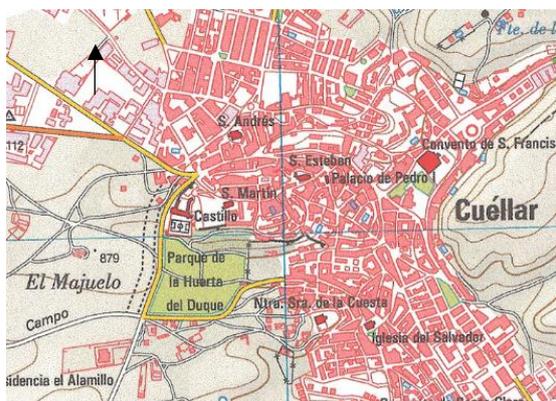


Imagen 3. (Izquierda). Fragmento de la hoja 401 del Mapa Topográfico Nacional de España (2014). Plano de Cuéllar con la situación del Parque de la Huerta del Duque (E:1:25000).



Imagen 4. (Derecha). Foto panorámica del Parque de la Huerta del Duque.

En términos generales, el clima de Cuéllar es mediterráneo continental (según la clasificación Köppen-Geiger, (Peel et al., 2007) el clima predominante en esta zona está catalogado como Csa: mediterráneo), con veranos calurosos y secos e inviernos fríos. Teniendo en cuenta los datos de una serie de 30 años (1991-2021), la temperatura media anual es de 12,2 °C y el grado de fluctuación de la temperatura anual es aproximadamente 18,8 °C. La precipitación aproximada es de 511 mm., principalmente en invierno, primavera y otoño, y la diferencia de precipitación entre meses más secos y húmedos es de 47 mm (figura 1). La humedad relativa más alta se produce en el mes de enero con un 81% y la más

baja en julio con un 38%. Los años más secos registrados desde principios del siglo XXI han sido: 2005, 2012, 2015, 2017 y 2019 (AEMET).

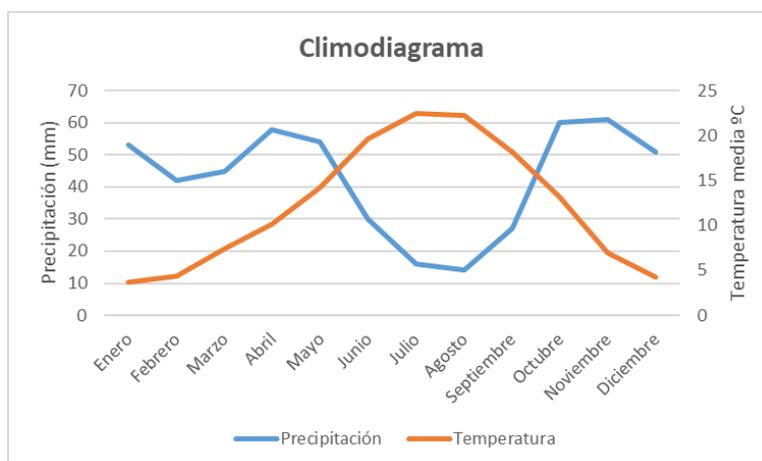


Figura 1. Climodiagrama de elaboración propia a partir de los datos de AEMET (1991-2021). Sintetiza el clima de la zona de estudio.

El suelo corresponde con un Cambisol de tipo *Cálcico* (ISSS-ISRIC-FAO, 1998) y pertenece a la región biográfica mediterránea Ilbc Castellana (Comín, 2019; Atlas nacional de España, 2019) y según Rivas-Martínez (2004), pertenece a la Región Mediterránea, provincia Mediterránea Ibérica Central, Subprovincia Castellana, Sector Celtibérico-Alcarreño

Zona verde compuesta por distintas especies ornamentales entre las que podemos destacar, aparte de las estudiadas: álamo blanco (*Populus alba* L.) chopo negro (*Populus nigra* L.), sauce llorón (*Salix babylonica* L.), árbol del paraíso (*Elaeagnus angustifolia* L.), ailantos (*Ailanthus altissima* Mill.), falso nogal (*Juglans nigra* L.) y aliso (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) que se encuentran en la zona más baja del parque y se riega (anexo 1, plano 3)

3.2. Recogida de datos

TRABAJO DE CAMPO

El trabajo de campo se realizó en febrero-marzo de 2022 y se muestrearon un total de 56 árboles, entre los que hay: 20 *Cupressus arizonica*, 16 *Cupressus lusitánica* y 20 *Ulmus pumila*. Se realizó una ficha por especie (incluyendo lugar, nombre científico y común) en la que se tomaron de cada árbol datos de fecha, longitud, latitud, altitud, diámetro a la altura del pecho (DAP), 1,30 m aproximadamente (en dos direcciones perpendiculares) y altura, y se asignó un código a cada uno (ej. PARC DU-CA1). También se anotó en un apartado de observaciones la sanidad de todos los individuos (todos los individuos muestreados están sanos). (Ver anexo 1, proceso de recogida de datos, d).

La localización de los individuos se puede observar en las imágenes (5 y 6) y aunque se desconoce el criterio de plantación de las especies, aparecen en grupos. En especies ornamentales normalmente ha prevalecido el criterio estético frente al ecológico.

Clicando en el siguiente enlace se accede a los datos y fotografía de cada individuo:

<https://www.google.com/maps/d/edit?mid=1uKedD5j8Jk1FFGNTcO4ddYQ-knndAOE&usp=sharing>

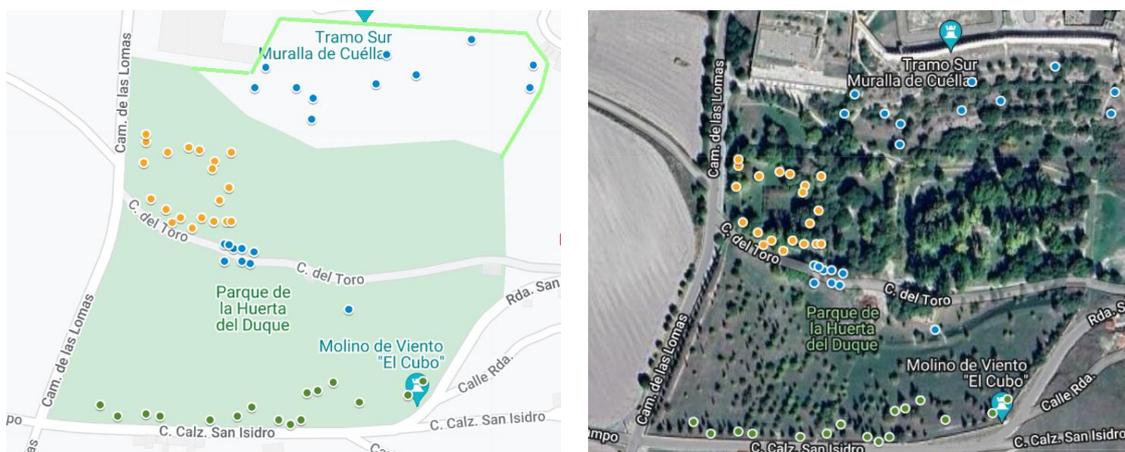


Imagen 5. Izquierda. Plano de localización de los árboles del estudio. Los puntos azules corresponden a *Cupressus arizonica*, los verdes a *Cupressus lusitánica* y los naranjas a *Ulmus pumila*. Elaboración propia con Google My Maps.

Imagen 6. Derecha. Localización del arbolado sobre fotografía de Google Earth.

Se extrajo una muestra radial de madera por cada árbol con la barrena Pressler, de 0,5 cm de diámetro interior, situándola de forma perpendicular al tronco, a una altura de 1,30 m, tal y como ilustra la imagen 7 y en perpendicular a la pendiente. Los testigos (“cores”) miden 0,5 cm de diámetro y entre 15-20 cm de largo, en cipreses y 25-30 cm en los olmos.



Imagen 7. Muestreo con barrena Pressler.



Imagen 8. Extracción de testigo de madera.

Las características estructurales de los individuos muestreados se indican en la tabla 1.

Tabla 1. Características estructurales de los individuos muestreados. Media \pm desviación estándar (SD)			
Especie	C. arizonica	C. lusitanica	U. pumila
Nº individuos	20	16	20
Edad	28 \pm 3,67	29,44 \pm 2,48	32,4 \pm 6,67
Diámetro normal (1,3 m) cm	30,7 \pm 7,67	32,54 \pm 4,18	59,17 \pm 10,01
Altura (m)	9,42 \pm 1,56	10,59 \pm 1,25	11,36 \pm 2,26

TRABAJO DE LABORATORIO

El procesado de las muestras se realizó siguiendo los métodos dendrocronológicos estándar (Cook & Kairiukstis, 1990, 2013; Gutiérrez, 2009; Natalini et al., 2017). Los testigos (“cores”) de madera se secaron a temperatura ambiente durante varios días y posteriormente se pegaron sobre unas guías de madera diseñadas para ese fin, con las fibras perpendiculares a la superficie de lectura para facilitar la observación. Todos los testigos se identificaron con el mismo código que el de las fichas, anotando en las guías lugar de recogida, número de testigo, datos de fecha y diámetros del árbol, tipo: PARC DU-UP3 (26/02/22) y los dos diámetros. Después se pulieron las muestras, con el objetivo de visualizar correctamente los anillos (Villanueva et al., 2018); se usó papel de lija para madera de grado cada vez más fino, concretamente 80, 320, 400, 800 y 1000. Finalmente, las muestras se escanearon a 1200 ppm y se archivaron para su posterior datación. (Anexo 1, proceso de recogida de datos)

3.3. Estudio dendrocronológico

Una vez preparadas las muestras, se siguen una serie de pasos para obtener los datos necesarios:

1. DATACIÓN, DATACIÓN CRUZADA Y SINCRONIZACIÓN

La datación consiste en asignar a cada anillo el año correcto en el que se formó; se empieza por el último anillo completo (el más cercano a la corteza), que corresponde al último año de crecimiento y se va retrocediendo en el tiempo. En este estudio, el último anillo de crecimiento corresponde al año 2021. Para llevar un mejor control, se realizaron plantillas para marcar los años.

Los valores de los anillos de crecimiento de un mismo periodo temporal no tienen por qué coincidir y para evitar errores (localizar anomalías, falsos anillos, anillos ausentes, anillos dobles) y asegurarnos de que las dataciones individuales son

correctas, fue necesario realizar una datación cruzada (Crossdating), siguiendo el método de Yamaguchi (1991), que consiste en comprobar visualmente la sincronía de los anillos característicos de todos los árboles (Imagen 9). Según Kaennel & Schweingruber (1995), “anillo característico” es “*aquel que destaca por alguna particularidad en una secuencia de anillos de crecimiento*”. Además, para Fritts (1976), debe haber sincronía entre los años característicos de los árboles que han crecido bajo las mismas condiciones climáticas, en un mismo periodo. En este sentido, González (2019), matiza que “*los anillos clave (marker ring) son aquellos que son estrechos, que poseen características identificables y son consistentes entre diferentes árboles*”. En este caso se han identificado como *anillos clave* aquellos que presentan crecimientos estrechos debido a los periodos de sequía, pues la variabilidad del clima afecta a todos los árboles de un lugar de forma similar y queda reflejado en el anillo de un año determinado. Esta similitud se acentúa en años secos, especialmente en climas mediterráneos, cuando las condiciones climáticas son especialmente desfavorables (Ribas Matamoros, 2006). En definitiva, el crecimiento de los anillos es una respuesta al clima y una vez determinados los años de referencia que permiten comparar las características de los diferentes árboles al determinar con certeza los años correspondientes a esos anillos (Llorente, 2012), obtenemos patrones sincrónicos de crecimiento válidos.

El proceso de identificación de los anillos, datación y sincronización de las muestras se realizó tres veces, examinando los testigos de madera a simple vista directamente, bajo una lupa de mano a 10X aumentos (imagen 10) y con lupa binocular a 40 X aumentos. (Anexo 1, proceso de recogida de datos)

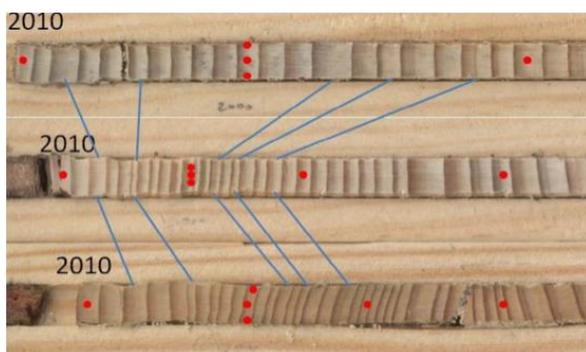


Imagen 9. (Izquierda). Ejemplo visual de datación cruzada. Cada punto señala el cambio de década (los situados más a la izquierda corresponden al año 2010) y los tres puntos al año 2000). Fuente: Navarro et al., 2011.



Imagen 10. (Derecha). Detalle de examen de testigo con plantilla.

2. MEDICIÓN DEL CRECIMIENTO SECUNDARIO

Después de sincronizar las muestras, se realizó la medición del grosor de anillos sobre las imágenes escaneadas (imagen 11), con el programa informático Fiji/ImageJ (Wayne Rasband, NIH, USA). La lectura de los anillos se efectuó en dirección radial, desde la corteza hacia la médula: se comenzó por el último anillo

completo formado debajo de la corteza, en perpendicular (Imagen 12) hasta el anillo siguiente, contando hacia atrás en el tiempo y asignando el año del calendario en el que se formó. A partir de estos datos se obtuvieron los crecimientos radiales de cada individuo y cada año. También se realizaron gráficas de los distintos testigos para corroborar la sincronización y con los que se obtuvo como resultado un patrón anual de crecimiento de cada individuo, en el que los años de sequía aparecen representados por caídas bruscas de crecimiento.



Imagen 11. Izquierda. Detalle de medición de anillos en imagen escaneada con el programa ImageJ. (poner una foto más clara)

Imagen 12. Derecha. Testigo de madera pegado, pulido y datado. La línea amarilla indica el fin de la corteza y las verdes los distintos anillos. Fuente: Gutiérrez, 2009. Llorente, 2012

Los árboles muestreados no tienen todos la misma edad y con el fin de garantizar la existencia de un número mínimo de datos para llevar a cabo el estudio, se realizaron tres gráficas (una por cada especie) para seleccionar el rango de tiempo con el que trabajar (anexo 3). El intervalo de años en el que coinciden las tres especies con el número máximo de años es de 2000 a 2021.

3.4. Análisis de datos

En primer lugar, a partir de las longitudes de los anillos de crecimiento se calcularon los incrementos de áreas basales (BAI), para realizar posteriores análisis. Trabajar con los incrementos de áreas basales proporciona una cuantificación más precisa de la producción de madera al considerar el incremento continuo de diámetro de árboles que están creciendo (Michelot et al., 2012) y nos permite reducir el impacto de edad y crecimiento y maximizar el clima.

El área basimétrica (BA) de cada año y cada árbol se calculó con la siguiente fórmula (1):

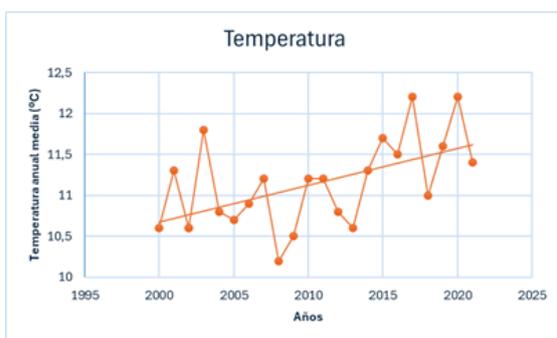
$$BA = (\pi/4) * d^2 \quad (\text{Fórmula 1})$$

Donde **d** corresponde al diámetro. Y a partir de esos datos se calculó el BAI para cada año y árbol.

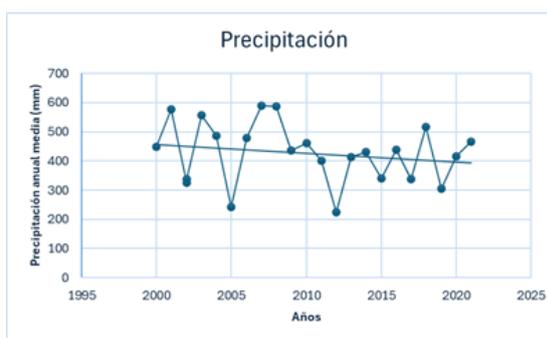
Para estudiar la respuesta del crecimiento-clima se usaron series mensuales de precipitación y temperaturas medias; estos datos climáticos se obtuvieron de las

estaciones más cercanas (Segovia y Valladolid, de la Agencia Estatal de Meteorología, para serie de años 2001-2019 y Gomezserracín, con datos de Inforriego, para los años 2020-2021), pues, aunque Cuéllar tiene estación meteorológica, los años que tiene registrados son a partir de 2009. Al obtener los datos de dos estaciones prácticamente equidistantes del área de estudio, se realizaron las medias de las dos estaciones para la serie de años citada, que son similares a los obtenidos en Gomezserracín.

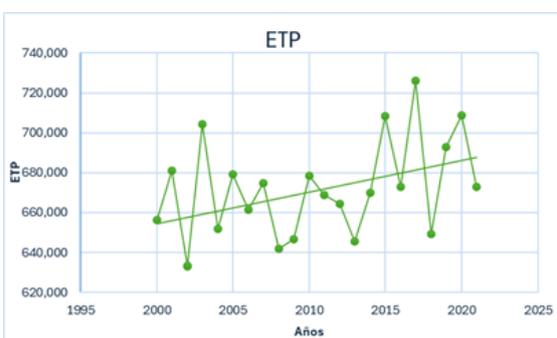
Con los datos de temperatura calculamos la ETP (evapotranspiración potencial) corregida, por el método de Thornthwaite. La ETP es un importante elemento de balance hídrico, pues es uno de los factores que influyen es el clima. A partir de los datos de precipitación y ETP, se calcula el índice de aridez UNEP⁶ para cada año, que se obtiene dividiendo la precipitación entre la ETP. Se obtuvieron gráficos que relacionaron los años con las distintas variables climáticas que se manejaron y donde se puede observar su tendencia (ver gráficas 2, 3, 4 y 5, figura 2). Se puede analizar que la temperatura y la ETP tienden a incrementarse a lo largo del periodo considerado y la precipitación y el índice UNEP evolucionan en sentido descendente; según el Atlas Mundial de Desertificación (Cherlet et al., 2018) se consideran tierras áridas cuando ese índice es menor de 0,65.



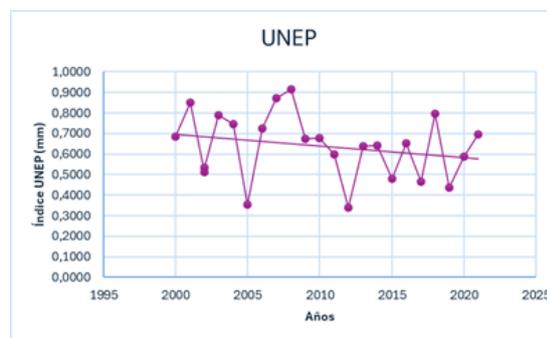
Gráfica 1. Tendencia de la temperatura en el periodo de estudio.



Gráfica 2. Tendencia de la precipitación en el periodo de estudio.



Gráfica 3. Tendencia de la ETP en el periodo de estudio.



Gráfica 4. Tendencia de UNEP en el periodo de estudio.

Figura 2. Comparativa de la evolución de las variables climáticas a lo largo de los años, a partir de sus gráficas.

⁶ Es el índice propuesto por las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (por sus siglas en inglés) y define la aridez mediante la interrelación de la temperatura con las precipitaciones, basándose en el supuesto que con la temperatura aumenta correlativamente la evapotranspiración.

Con el fin de realizar un análisis visual del patrón de crecimiento BAI por especies y a lo largo de los años de estudio, se realizó una gráfica de cajas y bigotes.

Para el cálculo de resiliencia y resistencia se usaron los índices de Lloret.

ÍNDICES DE LLORET

Dado que en los últimos diez años ha habido varios años secos y algunos relativamente cercanos, se identificó un valor umbral de 0.44 (índice de aridez UNEP) calculando el percentil 10 (Hirsch et al., 2023) para seleccionar los años concretos de respuesta a la sequía extrema. Los años especialmente secos (sequías extremas) han sido 2005, 2012 y 2019.

Los índices de Lloret aplicados a residuales permiten evaluar la respuesta al clima por especies. Se calculan dos índices para los citados años: el índice de resistencia y el índice de resiliencia relativa (Lloret et al., 2011) para cada árbol y para cada año de sequía considerado. Para el crecimiento se emplea el BAI, por ser una medida que cuantifica de forma precisa la producción de madera en base al aumento anual de crecimiento radial del tronco de los árboles (Rodríguez Horcajo, 2016). En nuestro caso, tomamos como periodo de sequía el año seco, como periodo previo, el año anterior y como periodo posterior, el año siguiente.

- **Índice de resiliencia relativa:** la resiliencia es la capacidad de absorber las perturbaciones y volver al estado inicial. La resiliencia relativa es la resiliencia ponderada por el daño experimentado durante la perturbación. Se calcula según la siguiente fórmula (2)

$$RRs = \frac{PostDr - Dr}{PreDr}$$

(Fórmula 2)

Donde RRs es la resiliencia relativa; Dr el año de sequía y PreDr el año anterior a la sequía y PostDr el año posterior a la sequía.

$Rs \geq 1$, significa una recuperación completa o, incluso, aumento del crecimiento radial tras el periodo de estrés.

$Rs < 1$, indica una disminución del crecimiento y una baja resiliencia.

Para tener un patrón visual a nivel especie del BAI en los distintos años, se realizan diagramas de caja y bigotes (Microsoft Excel 365).

- **Índice de resistencia:** determina la reducción del rendimiento ecológico durante una perturbación (en este caso, sequía). Corresponde a la

relación entre el crecimiento (BAI) durante la sequía y el periodo previo a ella. Se calcula se calcula según la fórmula (3).

$$R_t = Dr/PreDr$$

(Fórmula 3)

Donde R_t es la resistencia; Dr el año de sequía y $PreDr$, el año anterior a la sequía.

$R_t = 1$, significa que existe resistencia completa ante la perturbación.

$R_t < 1$, menor resistencia a la sequía.

3.5. Análisis estadístico

El análisis estadístico se realizó con el software libre R (2023, Versión 4.3.3, R Foundation for Statistical Computing). Para determinar la sensibilidad al clima y la resistencia, se utilizaron modelos de crecimiento lineales mixtos (MML), que según Correa Morales y Salazar Uribe (2016) son una herramienta muy útil por su gran interpretabilidad y constituyen una alternativa cuando los datos no son independientes entre sí (Sainz & González, 2004). Los modelos mixtos se usan normalmente cuando se manejan datos con variabilidad dentro de un grupo y entre distintos grupos. Un modelo mixto incluye efectos fijos (variables que tienen interés para el estudio) y aleatorios (asociados con la variabilidad de cada grupo o sujeto y se modelan como variables aleatorias) que producen observaciones correlacionadas (Balzarini & Casanoves, 2005).

Para ajustar los modelos se definieron los efectos fijos y aleatorios incluidos en el análisis, utilizando el criterio máxima verosimilitud como método de estimación de los parámetros del modelo, buscando maximizar la probabilidad de observar los datos, condicionada a la estimación de los efectos aleatorios.

De forma general, la expresión de los MML es:

$$Y_i = Xb + Zu + e$$

(Fórmula 4)

Donde:

Y es el vector de respuesta (datos), X y Z son matrices de diseño conocidas, b es un vector de parámetros fijos, u (efectos aleatorios) y e (error) son vectores aleatorios no observables.

El factor fijo viene determinado por la expresión:

$$y = a + bx + \varepsilon \quad (\text{Fórmula 5})$$

Donde y es la variable respuesta, a es el intercepto, x es la variable independiente; b es la pendiente que indica el efecto de x sobre y ; ε es el error residual.

El ajuste de los MML permite obtener estimadores eficientes de los parámetros fijos del modelo y predecir los parámetros aleatorios.

Las variables respuesta (BAI y resistencia) fueron transformadas logarítmicamente para garantizar su homocedasticidad, fundamental en este tipo de modelos.

Para el estudio de la resiliencia se usó un modelo de regresión lineal simple porque al trabajar con residuales ya se tuvo en cuenta el individuo como factor aleatorio.

$$y = a + bx \quad (\text{Fórmula 6})$$

Donde:

Y es la variable respuesta, a el intercepto, x la variable dependiente y b la pendiente que indica el efecto de x sobre y .

Una vez obtenidos los crecimientos y otros datos, se plantearon las siguientes cuestiones:

1ª ¿Tienen especies distintas respuestas diferentes frente al clima?

Para determinar la relación clima-crecimiento, la variable objetivo fue la BAI. Se incluyeron como factores fijos las variables: índice de aridez (UNEP), especie y edad y como efecto aleatorio la identidad del individuo.

En el modelo mixto se añaden componentes de varianza porque hay dependencias a nivel individuo y temporal. Como los datos no son independientes, pues se tomaron medidas de crecimiento simultáneas en individuos diferentes (cada medida está más correlacionada en un árbol que en otro), se ajustó el modelo.

Generamos un factor aleatorio (random) que intentamos controlar sin estar directamente interesados, pero que podría estar influyendo en los patrones observados.

Se analizó la interacción de las variables UNEP (índice de aridez), especie y edad, creando distintos modelos de contraste (partiendo del modelo nulo) para comprobar la hipótesis (las distintas especies tienen diferentes respuestas al clima). Para la selección del modelo se aplicó el criterio de selección hacia atrás comenzando con un modelo máximo y eliminando un predictor cada vez y luego se evaluó si esto mejoró el ajuste al analizar con el Criterio de Información de Akaike (AICc, criterio de máxima verosimilitud corregido para muestras pequeñas), como estadístico, seleccionando el modelo que presentó un dato menor. Esto nos permitió evaluar por especie la respuesta al clima.

El modelo lineal mixto fue ajustado por máxima verosimilitud, usando el paquete “nlme” (Pinheiro et al., 2018) de R. Una vez parametrizado el modelo, comprobamos si se ajusta a la realidad. Se usó expresión polinómica de grado dos para la variable BAI con respecto a la edad y la especie (anexo 4, tabla 6).

Posteriormente se sometió a una transformación logarítmica que ayuda a estabilizar la varianza y hacer que los datos se ajusten mejor a los supuestos del modelo y para facilitar la interpretación de los datos.

2ª ¿Son todas las especies igual de resilientes después de eventos de sequía?

Para determinar la resiliencia por especies y teniendo en cuenta los años de sequía seleccionados, aplicamos el procedimiento de Lloret et al (2011) sobre los residuos de Pearson escalados (Madrigal-González et al., 2017) usando la siguiente fórmula:

$$X_i = [(x_i - \min(x_j)) / (\max(x_j) - \min(x_j))] + 1 \quad (\text{Fórmula 7})$$

Donde x_i es el valor residual para una determinada variable i ; $\max(x_j)$ y $\min(x_j)$ son los valores residuales máximo y mínimo para una determinada variable j (crecimiento BAI).

Trabajamos con residuales con el objetivo de eliminar el efecto del clima. En este caso se usó un modelo lineal porque trabajamos con residuales procedentes de datos en los que se tuvo en cuenta el individuo como factor aleatorio. La variable respuesta es la resiliencia que fue transformada logarítmicamente para garantizar la homocedasticidad. La especie, la edad y los años de sequía se consideraron efectos fijos.

En los modelos evaluamos la interacción por especie, edad y años de sequía. Se consideró el menor valor de AICc para probar la contribución de cada predictor al modelo.

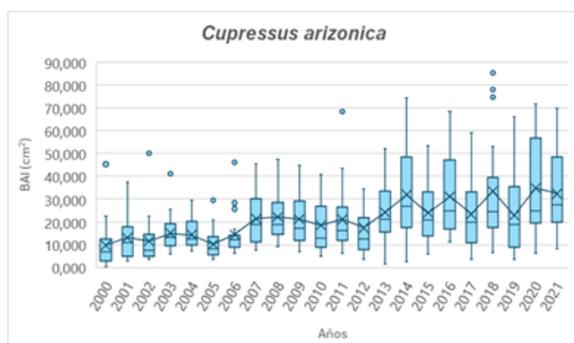
3ª ¿Presentan distinta resistencia especies diferentes frente a eventos de sequía?

La resistencia se determinó a partir de datos brutos de BAI por especies y para los años de sequía seleccionados, considerando la edad de los árboles. Se utiliza un modelo lineal mixto donde la variable objetivo es la resistencia, que fue transformada logarítmicamente para garantizar la homocedasticidad. La especie, la edad y los años de sequía se consideraron efectos fijos y los individuos efecto aleatorio. Se considera igualmente el menor valor de AICc para probar la contribución de cada predictor al modelo.

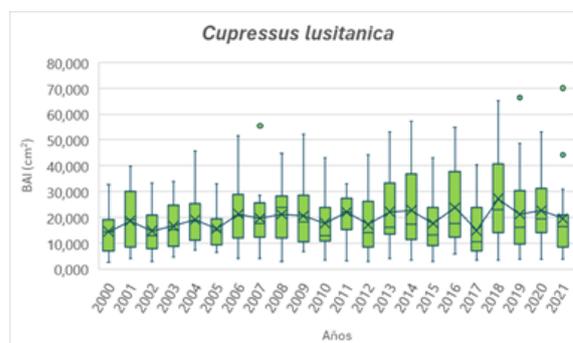
4. RESULTADOS

4.1. Patrones de crecimiento (BAI)

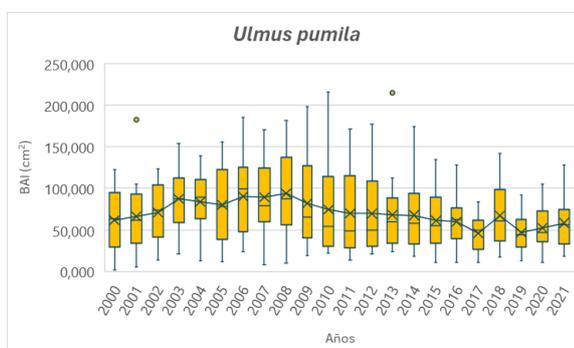
Se observaron caídas bruscas de BAI en los años 2005, 2012, 2015, 2017 y 2019, especialmente en las cupresáceas que siguen un patrón similar como se observa en la figura 3 (gráficas 6 y 7); sin embargo, el olmo experimenta una caída en 2005, pero el descenso del BAI se produce de forma progresiva en los años siguientes, hasta el 2017 y el 2019, años en los que cae de forma más aguda, como se aprecia en la gráfica 8 de la figura 3.



Gráfica 6. Evolución de BAI para *Cupressus arizonica*.



Gráfica 7. Evolución de BAI para *Cupressus lusitanica*.



Gráfica 8. Evolución de BAI en *Ulmus pumila*

Figura 3. Comparativa del crecimiento BAI en las gráficas correspondientes a las tres especies estudiadas.

A continuación (tabla 2), se indican los promedios de los crecimientos (BAI) y la desviación estándar de las tres especies en los años más significativos de sequía del periodo estudiado. El crecimiento más bajo para las cupresáceas se produce en el año 2005, sin embargo, para el olmo es en el año 2017.

Las cupresáceas presentan un patrón de crecimiento más similar entre ellas, con una variabilidad semejante, mientras que el olmo presenta alta variabilidad entre individuos, especialmente en 2005 y 2012 y disminuye en los siguientes años.

Tabla 2. BAI de los individuos muestreados. Media \pm SD

Especie	Nº individuos	Años de sequía				
		2005	2012	2015	2017	2019
C arizonica	20	10,24 \pm 6,73	17,38 \pm 14,53	25,56 \pm 14,54	25,13 \pm 15,53	23,93 \pm 17,60
C lusitanica	16	17,51 \pm 13,75	20,57 \pm 18,44	19,95 \pm 14,24	17,91 \pm 15,14	23,91 \pm 19,64
U pumila	20	79,90 \pm 41,00	69,46 \pm 47,23	61,36 \pm 36,54	45,87 \pm 21,41	46,92 \pm 21,82

4.2. Respuesta clima-crecimiento

En la evaluación de la interacción del índice de aridez (UNEP) por especie y edad, aplicando el criterio AICc con el menor valor, obtuvimos los resultados de la tabla 3 donde se observó que el mejor modelo es m1.

Tabla 3. Valores del estadístico de ajuste AICc para los distintos modelos y el número de parámetros estimados (df)

Especificación del modelo: UNEP * Sp y Edad * Sp (BAI)	df	AICc
m0: lme(log(BAI)~1, random=~1 ID_arbol)	4	1683.376
m1: lme(log(BAI)~poly(Edad,2)*Sp+UNEP*Sp, random=~1 ID_arbol)	15	1312.144
m2: lme(log(BAI)~poly(Edad,2)+UNEP*Sp, random=~1 ID_arbol)	11	1345.140
m3: lme(log(BAI)~poly(Edad,2)*Sp+UNEP, random=~1 ID_arbol)	13	1335.852

Los resultados de los efectos fijos del modelo ajustado se pueden observar en el anexo 4 (Tabla 6).

El dato del coeficiente de determinación fue: $R^2_c = 0.687$ (68.7% de la varianza). La edad influyó de forma determinante, al observar que el modelo empeoró cuando se eliminó su efecto y el modelo seleccionado explicó la realidad de forma no sesgada.

El olmo es la especie que más crece desde joven y tiene un patrón menos cuadrático con la edad (figura 4), mientras que los cipreses presentan un patrón cuadrático más acentuado: les cuesta más crecer de pequeños, especialmente

al *Cupressus arizonica*. El crecimiento máximo para *Ulmus pumila* y *Cupressus lusitánica* se da a los veinte años y en el de *Cupressus arizonica* se desplaza a los veinticinco años. Hay una dependencia de crecimiento con la edad vinculada a la especie.

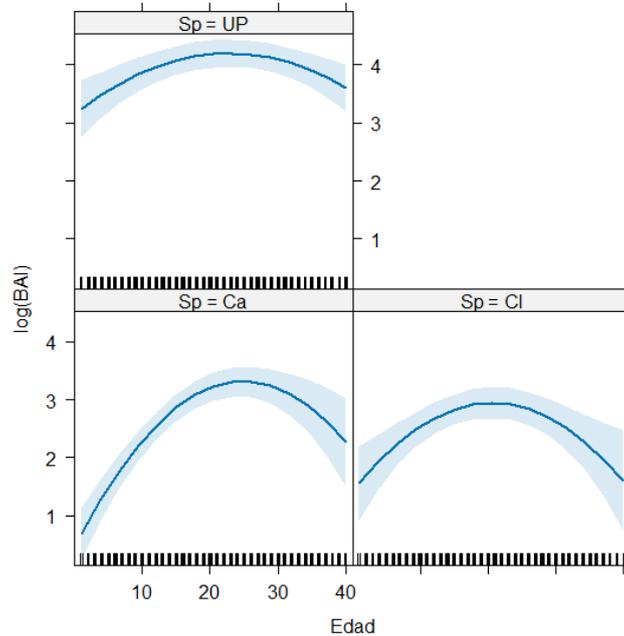


Figura 4. Gráfica que muestra la evolución de crecimiento de las tres especies

Las diferentes especies tuvieron distintas respuestas al clima. *Cupressus arizonica* con mayor pendiente fue el más sensible al índice de aridez (UNEP) y el olmo fue el menos sensible al clima (figura 5)

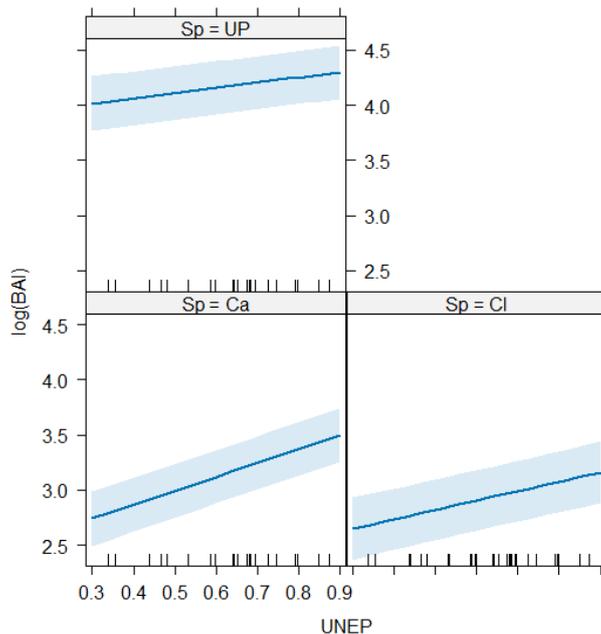


Figura 5. Gráfica que muestra la sensibilidad al clima de las tres especies.

Igualmente, los efectos del índice de aridez (UNEP) en el modelo indicaron que la especie más sensible al clima es *Cupressus arizonica* (con un valor de 1.255) y la menos sensible *Ulmus pumila* (con un valor de 0.491). La respuesta de *Cupressus lusitanica* es semejante al otro ciprés (valor 0.872)

4.3. Resiliencia de las tres especies

Los resultados de la evaluación de los modelos indicaron que el mejor modelo fue el nulo (m0) lo que implica que ni la especie ni la edad tienen efecto sobre la resiliencia.

En la tabla 4 se puede observar que el AICc en la valoración de la resiliencia por especies fue ligeramente menor en el modelo 1 (m1) que en el nulo (m0), mientras que cuando se examinó la resiliencia por especies y año de sequía, el mejor modelo fue m0. En el primer caso se estimó el mejor modelo m0 al no diferir el resultado en más de dos unidades y por lo tanto se consideraron similares m0 y m1.

Tabla 4. Valores del estadístico de ajuste AICc para los distintos modelos y el número de parámetros estimados (df)

Especificación del modelo (resiliencia en las distintas especies)	df	AICc
m0: $\text{lm}(\log(\text{resiliencia}) \sim 1)$	2	7.237
m1: $\text{lm}(\log(\text{resiliencia}) \sim \text{Edad} * \text{Sp})$	7	6.691
m2: $\text{lm}(\log(\text{resiliencia}) \sim \text{Edad} + \text{Sp})$	5	23.653
Especificación del modelo (resiliencia en las tres especies por año de sequía)	df	AICc
m0: $\text{lm}(\log(\text{resiliencia}) \sim 1)$	2	7.237
m1: $\text{lm}(\log(\text{resiliencia}) \sim \text{YEAR_F} * \text{Sp})$	10	19.021
m3: $\text{lm}(\log(\text{resiliencia}) \sim \text{YEAR_F} + \text{Sp})$	6	14.796

La síntesis de los resultados se puede analizar en la siguiente figura (figura 6):

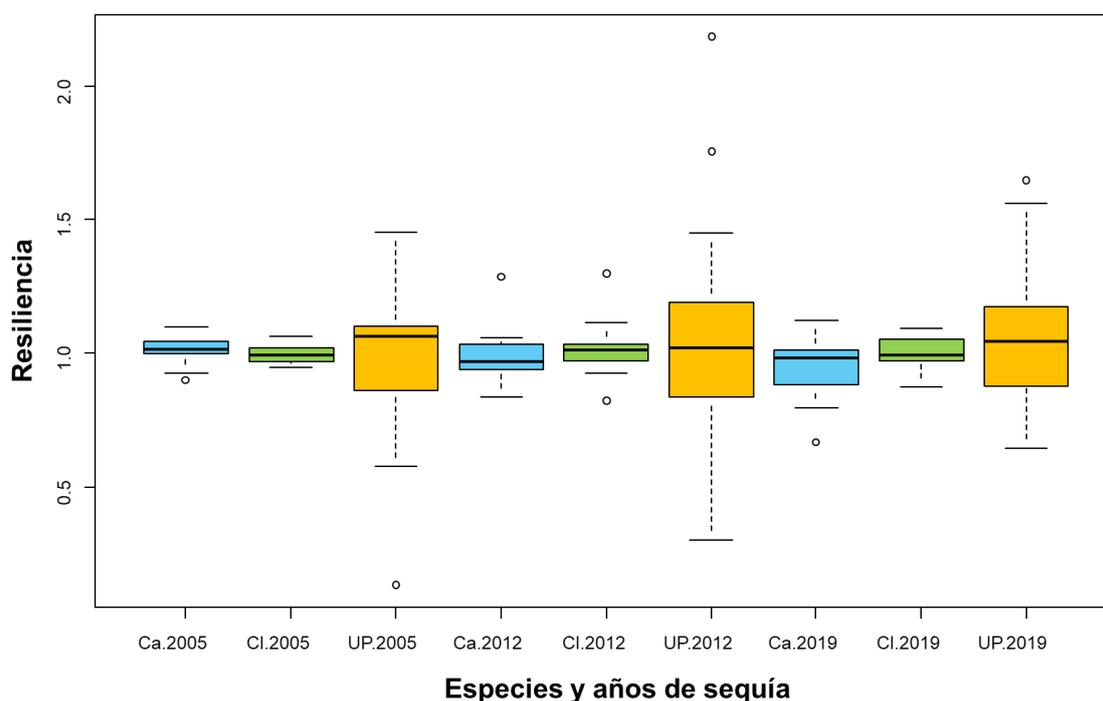


Figura 6. Gráfica de cajas de la resiliencia de las tres especies en los años de sequía considerados (2005, 2012 y 2019). Ca (*Cupressus arizonica*) azul, Cl (*Cupressus lusitánica*) verde y Up (*Ulmus pumila*) naranja.

Se observó que la resiliencia difiere muy poco entre las tres especies y para los años de sequía considerados, aunque hay que matizar que *Ulmus pumila* presentó mucha variabilidad entre individuos, teniendo en cuenta que están todos en el mismo contexto de lugar y suelo y los árboles están sanos. Los cipreses son muy resilientes, especialmente *Cupressus lusitánica*.

Además, en la gráfica de cajas (figura 6) se aprecia que el valor de resiliencia para las tres especies y los años de sequía considerados está en torno a 1, lo que implica que la recuperación fue completa.

4.4. Resistencia de las tres especies

Los resultados de la resistencia indican que ni la especie, ni la edad del árbol, ni el año de sequía son determinantes, lo que implica que las tres especies tienen respuestas similares de resistencia.

La selección del modelo en base a menor AICc es el modelo nulo (m0) que explica los resultados (tabla 5).

Tabla 5. Valores del estadístico de ajuste AICc para los distintos modelos y el número de parámetros estimados (df)

Especificación del modelo: resistencia en la interacción Edad*Sp	df	AICc
m0 lme(log(resistencia)~ 1, random=~1 ID_arbol	4	186.2678
m1 lme(log(resistencia)~ Edad*Sp, random=~1 ID_arbol	9	212.3843
m2 lme(log(resistencia)~Edad+Sp, random=~1 ID_arbol	7	193.7905
Especificación del modelo: resistencia por especie y año de sequía	df	AICc
m0 lme(log(resistencia)~ 1, random=~1 ID_arbol	4	186.2678
m1 lme(log(resistencia)~ YEAR_F*Sp, random=~1 ID_arbol	12	199.8488
m2 lme(log(resistencia)~YEAR_F+Sp, random=~1 ID_arbol	8	188.9623

El análisis de los resultados se sintetiza en la siguiente figura:

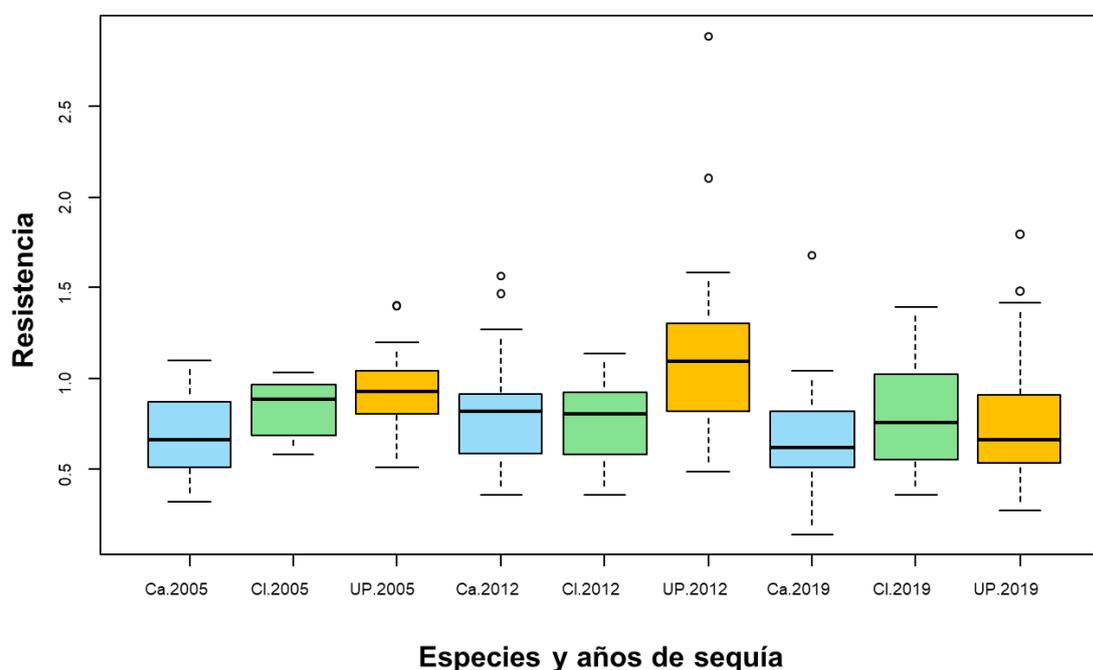


Figura 7. Gráfica de cajas y bigotes de la resistencia de las tres especies en los años de sequía considerados (2005, 2012 y 2019). Ca (*Cupressus arizonica*), azul; Cl (*Cupressus lusitánica*), verde y Up (*Ulmus pumila*), naranja.

Los valores de resistencia entre 0.5 y 1 nos indican que durante la sequía el crecimiento disminuye con respecto al año anterior, por tanto, la sequía sí afecta a las tres especies, lo que corrobora la respuesta clima-crecimiento.

A pesar de que el olmo es menos sensible a la sequía en el periodo de 20 años considerado, en los años de sequía fuerte se comporta como las otras especies, aunque en el año 2012 muestra mayor resistencia y variabilidad entre individuos.

5. DISCUSIÓN

La tendencia de las variables climáticas que hemos considerado en los años de estudio (aumento de temperatura y ETP y disminución de precipitación e índice de aridez: figura 2, gráficas 1, 2, 3 y 4) concuerda con la evolución del cambio climático que conlleva una disminución de las precipitaciones anuales y un aumento e intensidad de la sequía (Vicente-Serrano et al., 2022). Sin embargo, este cambio no implica que todo vaya a estar cada vez más seco, sino que las condiciones climáticas serán cada vez más extremas (IPCC, 2022). Esta dinámica está afectando y afectará a diversos ecosistemas terrestres, fuente de servicios ecosistémicos para la humanidad (IPCC, 2014). Ante esta situación surge la preocupación de diversos colectivos, especialmente científicos y desde hace más de 25 años (Génova & Díaz Herrero, 2022), muchos estudios se han realizado con especies forestales que forman parte de bosques y montes, pero hay escasa evidencia de cómo cambiarán los ecosistemas verdes urbanos, tan relevantes para el bienestar y salud emocional de las personas (Stephens Micheli & Conde Hernández, 2023). El diseño de estos lugares, realizado con fines estéticos más que ecológicos, ha llevado a introducir especies de distintas procedencias biogeográficas, aunque a veces se hayan usado especies autóctonas. Por otro lado, tienen la ventaja de la diversidad de especies y menor competencia entre ellas (Vélez Restrepo & Herrera Villa, 2015) al plantarse a distancias prediseñadas.

5.1. Patrones de crecimiento en la serie de años

Nuestros resultados indican que los patrones de crecimiento de los árboles, expresados como BAI, muestran caídas bruscas en los años de sequía (2005, 2012, 2015, 2017 y 2019), registrados por AEMET. Este comportamiento coincide con resultados de otros estudios (Rodríguez Horcajo, 2016). El análisis de los datos nos permite ver que estas sequías han afectado de forma diferente a los cipreses y al olmo; mientras que los cipreses tienen una media de crecimiento similar, el olmo presenta una alta variabilidad entre individuos que en principio no es achacable ni al suelo ni a las características del lugar, ya que el suelo es similar para todos los árboles y el clima también, esto coincide con el estudio realizado por Bialecki et al. (2018) en el que aun haciendo un análisis detallado de las propiedades del suelo, no se obtuvo una relación entre el suelo y el crecimiento de las zonas verdes urbanas estudiadas. Parece que la estrategia seguida por los cipreses es la de reducir el crecimiento durante los años de sequía, pero luego se recuperan rápidamente, mientras que el olmo sigue la estrategia de especies de bosques húmedos, que mantienen su capacidad de crecimiento y después se recuperan peor (Gazol et al., 2018).

5.2. Sensibilidad de las especies en términos de crecimiento y respuesta al clima.

Los resultados de esta investigación indican que las tres especies tienen distintas respuestas de crecimiento al clima, como postulábamos en la primera pregunta (a partir de la hipótesis de partida). En los mencionados años el BAI disminuye, aunque de forma diferente entre las cupresáceas (más similar entre ellas) y el olmo, como ocurría en los patrones de crecimiento por año; esta respuesta puede estar condicionada por la fenología de las especies, diferente en coníferas y frondosas (Viguera Moreno, 2012). La especie que resulta más sensible al clima es *Cupressus arizonica*, que reduce su crecimiento en respuesta al aumento de aridez (Medina-Villar et al., 2022) y la menos sensible, *Ulmus pumila*, esto indica que es la que menos reajusta su crecimiento ante cambios climáticos; esta falta de reajuste del crecimiento puede afectar negativamente a la especie ante condiciones muy adversas, desarrollando fallos hidráulicos. Estudios sobre pino carrasco en el Mediterráneo (Morcillo et al., 2022) revelan una relación entre la mortalidad después de una sequía y la superación de límites de cavitación del xilema y los márgenes de seguridad hidráulica; y en otro estudio con robles se indica que las angiospermas son más eficientes en el transporte de agua, pero más propensas al embolismo (Viguera Moreno, 2012) y es que en las angiospermas el riesgo de mortalidad está relacionado con su baja capacidad de tolerar los impactos de sequía (DeSoto et al., 2020).

Las estrategias de adaptación de los árboles para hacer frente a la sequía son complejas y variadas entre especies, incluso entre árboles de la misma especie (Osakabe et al., 2014). El cierre de estomas para regular la pérdida de agua y maximizar la fotosíntesis es una de ellas y diversos autores (Löscher & Schulze, 2001; Larcher 2003; Klein, 2014) clasifican las especies en isohídricas y anisohídricas, en función de la apertura de estomas y el potencial hídrico, si bien esta respuesta no es homogénea (Garasa, 2015). Según Klein et al. (2011), los árboles isohídricos para evitar los efectos de la sequía, disminuyen la conductancia estomática⁷ y mantienen en un nivel constante el potencial hídrico (mecanismo de fisiología vegetal de las plantas, referente a la energía potencial del agua, para sobrevivir en presencia o ausencia de humedad) durante periodos secos, mientras que los árboles anisohídricos para hacer frente al déficit hídrico, mantienen la conductancia de estomas y disminuyen el potencial hídrico. Los resultados de un estudio realizado con árboles urbanos en Dresde (Alemania) con *Corylus colurna* L., *Ginkgo biloba* L., *Liriodendron tulipifera* L. y *Tilia cordata* Mill (Gillner et al., 2017) confirman estas estrategias, que también podrían explicar nuestros resultados de adaptación a la sequía: los cipreses se comportan con una tendencia isohídrica y el olmo, anisohídrica, lo que afectaría a los patrones de crecimiento. Sin embargo, debemos tener en cuenta que

⁷ Parámetro que determina el grado de apertura estomática que hay en las hojas de las plantas, que tiene la capacidad de regular la pérdida de vapor de agua y el ingreso de CO₂, por tanto, regula la transpiración para maximizar la fotosíntesis.

cuando las sequías pasan de ser esporádicas a convertirse en crónicas, puede que el cierre estomático no sea suficiente para evitar el colapso del xilema y aparezcan otro tipo de respuestas, como aparición de ramas secas, variación del número de ramas (Garasa, 2015)

La edad también afectó al crecimiento (BAI) por lo que pudimos comprobar que árboles más viejos presentan un ritmo de crecimiento mayor. Los árboles según crecen realizan ajustes estructurales y funcionales (que les ayuda a prevenir embolias) y van desarrollando el sistema radicular, lo que les capacita para llegar a zonas más profundas en busca de agua (Fernández-de-Uña et al., 2023); además, hay estudios que confirman que árboles más viejos toleran mejor la sequía que los jóvenes (Au et al., 2022).

Aunque los estudios de respuesta clima crecimiento son todavía relativamente escasos en zonas verdes urbanas, se han encontrado varios realizados con especies ornamentales. En la investigación realizada por Carter et al. (2013) en Lisle, Illinois, EEUU (con *Acer saccharum* Marshall., *Gymnocladus dioicus* (L.) K.Koch., *Liriodendron tulipifera* L. y *Pinus strobus* L. en distintos lugares urbanos), se obtuvo como repuesta la variación del crecimiento de las distintas especies frente a la sequía; Bialecki et al (2018) también confirman la distinta respuesta a la sequía de las diferentes especies (en su estudio realizado con géneros *Prunus*, *Fraxinus*, *Quercus*, *Acer* y *Ulmus*); en este sentido, se obtienen resultados similares en el análisis realizado en Karlsruhe y Rheinstetten (Hirsch, 2023), con cinco especies de hoja caduca (*Acer platanooides* L., *Tilia cordata* Mill., *Platanus × hispanica* Mill. ex Münchh., *Quercus robur* L. y *Carpinus betulus* L.) a tres períodos de sequía excepcionales (2003, 2011 y 2015).

Sin embargo, los efectos del CC siguen estando poco cuantificados y no hay conocimiento suficiente de la respuesta de especies urbanas (Esperón-Rodríguez et al., 2022). Y es que “*los efectos generales del estrés por sequía dependen principalmente de la especie de planta y su genotipo, la edad y el tamaño de la planta, así como de su duración y gravedad del estrés*” (Gray & Brady, 2016).

En definitiva, nuestros resultados coinciden con los obtenidos en la disparidad de estudios realizados con múltiples especies forestales como *Pinus uncinata*, abetos y hayas, *Pinus laricio* (*Pinus nigra* J.F.Arnold, *Pinus pinaster* Aiton., rodales mixtos y monoespecíficos de *Pinus sylvestris* L. y *Quercus pyrenaica* Willd. (Fuster et al., 1994, 2007; Génova & Moya, 2012; Viguera Moreno, 2012; Rubio Cuadrado et al., 2016; Rincón Madroñero, 2017; Vilá-Villardell et al., 2022), así como los realizados con especies de árboles urbanos, que disminuyen su crecimiento (BAI) en respuesta a la sequía, pero no disponemos de estudios comparativos similares en especies ornamentales en ambientes mediterráneos.

5.3. Resiliencia a la sequía

Nuestro estudio refleja que todas las especies son igual de resilientes, lo que contradice la hipótesis de partida en la que postulábamos que especies diferentes tendrían distinta resiliencia. Este resultado contrasta con los estudios realizados con diversas especies forestales en múltiples contextos de bosque, donde sí se evidencia esta diferencia.

Por otro lado, el valor de las tres especies, en torno a 1, nos indica que la recuperación fue completa a pesar de la proximidad de años de sequías fuertes; en este sentido una investigación del Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC) y la Universidad Pablo de Olavide (UPO) con nueve coníferas y siete frondosas forestales, revela que especies mediterráneas de pino muestran “una alta adaptación a la recurrencia de sequías” por sus estrategias de adaptación frente a legados climáticos y muchas especies muestran una capacidad de recuperación del crecimiento entre uno y dos años después de una sequía extrema (Gazol et al., 2020). Recordemos el ajuste estructural y funcional de los árboles en su crecimiento ante perturbaciones como la sequía.

No obstante, otro reciente estudio realizado en repoblaciones de coníferas nativas (*Pinus pinaster*, *P. nigra* y *P. sylvestris*) y una exótica (*Cupressus arizonica*), bajo diferentes escenarios climáticos, concluye que la mejor respuesta de crecimiento al aumento de aridez fue la del ciprés, que además mostró mayor resiliencia (Medina-Villar et al., 2022); esto también contrasta con nuestros resultados. *Cupressus arizonica* es una especie habitual en muchos espacios verdes urbanos y podría ser una candidata para permanecer en ellos ante eventos de sequía persistentes.

Por otra parte, el estudio realizado con especies ornamentales (*Acer saccharum*, *Gymnocladus dioicus*, *Liriodendron tulipifera* y *Pinus strobus*) por Carter et al. (2013) obtiene como conclusión de su investigación que la resiliencia a la sequía extrema fue generalmente alta y no varió entre especies, lo que sí está en consonancia con nuestros datos. En este mismo sentido, otro estudio (Bialecki et al., 2018) con especies en su mayoría de cinco géneros (*Prunus*, *Fraxinus*, *Quercus*, *Acer* y *Ulmus*) y para dos años de sequía extrema (2005 y 2012), obtiene resultados de resiliencia similar entre las especies. Por otro lado, según USDA (2016) hay una amplia variedad de sitios con alta resiliencia de árboles y zonas verdes urbanas. Sin embargo, el estudio de Hirsch et al. (2023) obtiene diferentes respuestas de resiliencia en las distintas especies y años de sequía estudiados.

Las tres especies mostraron igual resiliencia, pero no podemos explicar la variabilidad de respuesta de los distintos individuos del olmo, que podría depender del genotipo (Gray & Brady, 2016). Tampoco podemos compararlo con

otra frondosa ornamental, pues en el contexto de este estudio no encontramos otra que no estuviese regada.

Sabemos que el efecto de la sequía podría agravarse con otros factores de estrés como la competencia (Bialecki, 2018) y que la disposición del arbolado en zonas verdes urbanas se realiza de forma artificial, disminuyéndola. Cabría pensar que esta menor competencia favorece la recuperación de las distintas especies. Las características funcionales (morfológicas y fisiológicas) del arbolado pueden implicar adaptaciones en el follaje, modificaciones en la actividad estomática, producción de fitohormonas y modificaciones de la arquitectura y funcionamiento de la raíz, como respuestas de las plantas al estrés por sequía (Bouremani et al., 2022) las cuales podrían explicar la adaptación a la perturbación y su mayor resiliencia (Paniw, 2021).

Dada la importancia de los parques, las especies sanas y resilientes podrían ser determinantes en la adaptación de ecosistemas verdes urbanos al CC y a sus efectos (Brandt et al., 2016), aunque aún no contamos con información suficiente sobre resiliencia al CC futuro. Seguir investigando para entender las estrategias de adaptación de diferentes especies e individuos ornamentales, es necesario para realizar una buena gestión de ecosistemas verdes urbanos centrados en la adaptación (Bialecki et al., 2018). Los parques y jardines pueden llegar a ser esenciales para la vida en las ciudades.

5.4. Resistencia a la sequía

Los resultados de la investigación revelan que las tres especies son igual de resistentes y que ni la edad ni los años de sequía son determinantes. De la misma manera que ocurrió con la resiliencia, los datos de la resistencia también contradicen la hipótesis de partida. No obstante, sus valores entre 0.5 y 1, nos indican que no hay resistencia completa frente a la perturbación y que todas disminuyen su crecimiento en respuesta a las sequías. Existe, sin embargo, variabilidad intraespecífica y es que las plantas siguen estrategias heterogéneas de resistencia frente a perturbaciones (sequía), entre las que se encuentran cambios en el crecimiento y la arquitectura de las raíces y el cierre de estomas (Gupta et al., 2020).

El estudio de la repoblación de pinos y ciprés de Arizona (Medina-Villar et al., 2022) muestra diferente resistencia entre pinos y *Cupressus arizonica*, que presenta mayor resistencia a la sequía. Sin embargo, en el estudio realizado por Bialecki et al. (2018) tampoco obtuvieron diferencias significativas de resistencia en las diferentes especies. También podría ser que el entorno urbano ya haya ido seleccionando indirectamente especies tolerantes a la sequía (Bialecki et al., 2018).

Por otro lado, una baja resistencia al déficit hídrico de un año seco se relaciona con menor capacidad de sobrevivir a sequías futuras y, por consiguiente, mayor riesgo de mortalidad futura de las especies (DeSoto et al., 2020).

Los parques son ecosistemas de importancia relevante para la vida de las personas y como ocurre en los ecosistemas naturales, conocer las estrategias de adaptación de las especies que los pueblan es fundamental para la conservación de estos espacios y su sostenibilidad futura (Objetivos de Desarrollo Sostenible).

La incertidumbre de la evolución de las zonas verdes urbanas sugiere la plantación de especies más resistentes. Actualmente se ha patentado un fármaco capaz de aumentar la resistencia mediante una fitohormona, que garantizaría la disminución de la mortalidad (Lozano-Juste et al., 2023).

No tenemos datos suficientes para aventurar que ocurrirá con este tipo de ecosistemas, pero sugerimos la realización de investigaciones en este sentido, de diversas especies ornamentales que pueblan zonas verdes urbanas. Las especies regadas están fuera del alcance de este estudio, pero es fundamental tener información relevante para poder tomar medidas más adecuadas en el futuro.

Barajar múltiples opciones amplía las posibilidades de supervivencia.

6. CONCLUSIONES

1. Las especies de arbolado urbano estudiadas tienen respuestas significativas a la variabilidad climática interanual (aridez), siendo éstas dispares entre la frondosa (olmo siberiano) y las gimnospermas (cipreses).
2. Sin embargo, las potenciales diferencias funcionales de las tres especies estudiadas no parecen inducir discordancias en el comportamiento de sus respuestas de crecimiento frente a eventos de sequía extrema, como las estudiadas en este trabajo (resiliencia y resistencia).
3. En definitiva, si bien las especies estudiadas responden diferencialmente a la variabilidad climática interanual, cuando llegan eventos extremos de sequía, las tres se comportan igual y la única variabilidad que podría tener relevancia se encuentra a nivel de individuo en el caso de la frondosa (olmo siberiano).

7. REFLEXIONES

Las sociedades que progresan son aquellas en las que todos los “elementos de la ecuación” se benefician. Por un lado, está el medio ambiente que nos provee de todo tipo de recursos y, por otro lado, estamos los beneficiarios de estos recursos, las poblaciones. Para que el sistema funcione bien debe ser sostenible, lo que implica un equilibrio ser humano-naturaleza.

Las comunidades deben forjarse teniendo en cuenta los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) para trabajar por un desarrollo ambiental, social y económico más eficientes. Los 17 ODS (imagen 13) de forma global pretenden proteger el Planeta y alcanzar la paz y prosperidad de todas las personas.

Aunque lo cambios comienzan a nivel individual, con el conocimiento obtenido en este trabajo ayudamos a entender y mejorar la salud de los ecosistemas verdes urbanos y por ende la salud y bienestar de las personas (ODS 3). Las investigaciones contribuyen a que se gestione de forma más sostenible cualquier tipo de ecosistema y a adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático (ODS 13).

Las poblaciones evolucionan biológicamente, pero también culturalmente, y el conocimiento, que se basa en evidencias, contribuye a hacer sociedades más democráticas, justas e igualitarias (ODS 16).

Los Parques públicos son espacios que benefician a todos; son espacios libres dónde puede acceder cualquier persona independientemente de su género, religión, ideas políticas o cualquier otra condición. Son espacios de encuentro y de compartir. Los espacios verdes urbanos contribuyen a minimizar los efectos de las islas de calor de las ciudades, que es una de las pretensiones de la estrategia (*Urban Geening*) de la Agenda 2030.

Y, por supuesto, queda patente que contribuye a la igualdad de género y a la inclusión, pues evidencia que, en principio, cualquier persona con inquietud y ganas de aprender se puede embarcar en la aventura del saber (ODS 5, 10)



Imagen 13. Los ODS (Agenda 2030) son medidas adoptadas por los líderes mundiales para conseguir un futuro sostenible para todos. En 2015 la ONU estableció la Agenda 2030 (ODS).

8. BIBLIOGRAFÍA

- Alba Flores, D. S., & Ticona Choque, S. (2020). Espacios verdes, alternativa para prevenir la depresión durante la cuarentena. *Revista de Investigación Psicológica*, (ESPECIAL), 92-99.
- Alcalá Pajares, M. (2019). El *Ulmus pumila*: Potencialidad como especie invasora, percepción en el ámbito profesional y propuestas para su control. [Trabajo fin de máster, Universidad Politécnica de Madrid, Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Montes, Forestal y del Medio Natural]
- Alpízar, E. D. W. I. N. (2008). Vulnerabilidad de flora y fauna ante cambio climático.
- Amorós, M. D. L. C., Mauri, P. V., & Curta, M. D. (2021). The influence of tree management practices on phenological growth stages of *Ulmus pumila* L. (Siberian elm). *Annals of Applied Biology*, 179(2), 259-272.
- Au, T. F., Maxwell, J.T., Robeson, S. M., Li, J., Siani, S. M., Novick, K. A., ... & Lenoir, J. (2022). Younger trees in the upper canopy are more sensitive but also more resilient to drought. *Natura climate change*, 12(12), 1168-1174.
- Andreu, L., Gutiérrez, E., Macías, M., Ribas, M., Bosch, O., & Camarero, J. J. (2007). El clima aumenta la variabilidad regional del crecimiento arbóreo en los pinares ibéricos. *Biology del Cambio Global*, 13(4), 804-815.
- Baas, P. (1976). Some functional and adaptive aspects of vessel member morphology. *Leiden Botanical Series*, 3(1), 157-181.
- Baas, P. (1982). Systematic, phylogenetic, and ecological wood anatomy—history and perspectives. In *New perspectives in wood anatomy: published on the occasion of the 50th anniversary of the International Association of Wood Anatomists* (pp. 23-58). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Baas, P., Worker, E., & Fahn, A. (1983). Some ecological trends in vessel characters. *Aiwa Journal*, 4(2-3), 141-159.
- Bailey, I. W. (1920). The cambium and its derivative tissues. II. Size variations of cambial initials in gymnosperms and angiosperms. *American Journal of Botany*, 355-367.
- Balzarini, M., Machiavelli, R., & Casanovas, F. (2005). *Aplicaciones de modelos mixtos en agricultura y forestería*. Turrialba. Costa Rica: Mineo: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Cartago, Costa Rica. 189 p.
https://www.researchgate.net/publication/283491085_Aplicaciones_de_Modelos_Mixtos_en_Agricultura_y_Forestería (30 de septiembre de 2021).

- Bialecki, M. B., Fahey, R. T., & Scharenbroch, B. (2018). Variation in urban forest productivity and response to extreme drought across a large metropolitan region. *Urban ecosystems*, 21, 157-169.
- Boffill, S., Reyes, R., Carmona, F. T., & Díaz, E. S. (2009). Desarrollo local sostenible a partir del manejo integrado en el parque nacional caguanes de Yaguajay. *DELOS: Desarrollo Local Sostenible*, 2(4), 5.
- Bolund, P., & Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological economics*, 29(2), 293-301.
- Borelli, S., Conigliaro, M., & Yujuan, C. (2017). Directrices para la silvicultura urbana y periurbana. Estudio FAO: Montes (FAO) spa no. 178.
- Bosch, O., & Gutiérrez, E. (1999). La sucesión en los bosques de "Pinus uncinata" del Pirineo: De los anillos de crecimiento a la historia del bosque. *Ecología*, (13), 133-172.
- Bouremani, N., Cherif-Silini, H., Silini, A., Bouket, A. C., Luptakova, L., Alenezi, F. N., ... & Belbahri, L. (2023). Plant growth-promoting rhizobacteria (PGPR): A rampart against the adverse effects of drought stress. *Water*, 15(3), 418.
- Brandt, L., Lewis, A. D., Fahey, R., Scott, L., Darling, L., & Swanston, C. (2016). A framework for adapting urban forests to climate change. *Environmental Science & Policy*, 66, 393-402.
- Bravo, F. (2007). *El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático* (p. 332). Barcelona: Fundación Gas Natural.
- Büntgen, U., Urban, O., Krusic, P. J. *et al.* Recent European drought extremes beyond Common Era background variability. *Nat. Geosci.* 14, 190–196 (2021). <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00698-0>, U., Urban, O., Krusic, P.J. *et al.* Recent European drought extremes beyond Common Era background variability. *Nat. Geosci.* 14, 190–196 (2021). <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00698-0>
- Calleja Peláez, B. (2019). *Reconstrucción histórica de incendios forestales mediante técnicas dendrocronológicas en el Cerro El Potosí, Nuevo León* (Doctoral dissertation, Universidad Autónoma de Nuevo León).
- Camarero, J. J., Manzanedo, R. D., Sanchez-Salguero, R., & Navarro-Cerrillo, R. M. (2013). Growth response to climate and drought change along an aridity gradient in the southernmost Pinus nigra relict forests. *Annals of forest science*, 70, 769-780. <https://doi.org/10.1007/s13595-013-0321-9>.
- Camarero, J. J., Vergarechea, M., Sangüesa-Barreda, G., & Ainslie, R. C. (2014). ¿Condiciona la estructura del monte y el crecimiento previo el decaimiento inducido por la sequía en dos especies de Quercus? *Ecosistemas*, 23(2), 73-81.

- Camino, E. R., Ruggeroni, J. R. P., & Sánchez, F. H. (2015). Quinto informe de evaluación del IPCC: Informe de síntesis. *Revista Tiempo y Clima*, 5(47).
- Cancio, A. F., Novau, J. C., & Menéndez, E. M. (1997). Dendrocronología y clima del último milenio en España: Aspecto metodológicos y avances de resultados. In *El paisaje mediterráneo a través del espacio y del tiempo: implicaciones en la desertificación* (pp. 311-330). Geoforma.
- Candel-Pérez D., Hernández-Alonso H., Castro F., Sangüesa-Barreda G., Mutke S., García-Hidalgo M., Rozas V., Olano J.M. (2022) - 250-year reconstruction of pollarding events reveals sharp management changes in Iberian ash woodlands - *Trees - Structure and Function*.
- Capdevila-Argüelles, L., Zilletti, B., & Suárez Álvarez, V. A. (2011). Cambio climático y especies exóticas invasoras en España. *Diagnóstico preliminar y bases de conocimiento sobre impacto y vulnerabilidad. Oficina Española de Cambio Climático-Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid*.
- Carlquist, S. J. (1975). *Ecological strategies of xylem evolution*. Univ of California Press.
- Carter, D. R., Fahey, R. T., & Bialecki, M. B. (2013). Tree growth and resilience to extreme drought across an urban land-use gradient.
- Carvalho, A. D. (1996). *Madeiras portuguesas: estrutura anatômica, propriedades, utilizações*. Lisboa: Instituto Florestal, 1, 340.
- Cherlet, M., Hutchinson, C., Reynolds, J., Hill, J., Sommer, S., & VON, M. G. (2018). *World atlas of desertification*.
- Ciesla, W. M. (1996). *Cambio climático bosques y ordenación forestal: Una visión de conjunto*.
- Clarke, L. E., Jiang, K., Akimoto, K., Babiker, M., Blanford, G. J., Fisher-Vanden, K., ... & Zwicker, T. (2015). Assessing Transformation Pathways. In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (No. PNNL-SA-102686). Pacific Northwest National Lab. (PNNL), Richland, WA (United States).
- Cogolludo, M. A., López, R., & Burón, M. (2001, June). Caracterización morfológica de *Ulmus minor*, *Ulmus pumila* y sus híbridos. In *Congresos Forestales*.
- Comín, J. S., Mayoral, N. P., Cortijo, A. A., Rodríguez, P. S. O., & del Campo García, A. (2019). España en mapas: una síntesis geográfica. El primer producto del Atlas Nacional de España del siglo XXI. *Observatorio Medioambiental*, 22, 337.

- Consuelo, E. L., José, L. R. A., Javier, L. L., & Luz, A. S. M. (2015). *Medio ambiente y espacios verdes*. Editorial UNED.
- Cook, E.R., & Kairiukstis, L. (1990). *Methods of Dendrochronology: Applications in the Environmental Sciences*. Kluwer, Dordrecht, Países Bajos.
- Cook, E. R., & Kairiukstis, L. A. (Eds.). (2013). *Methods of dendrochronology: applications in the environmental sciences*. Springer Science & Business Media.
- Correa Morales, J. C., & Salazar Uribe, J. C. (2016). Introducción a los modelos mixtos. *Escuela de Estadística*.
- Crespo Garay, C. (2022). El cambio climático en España: impacto y consecuencias. National Geographic España. <https://www.nationalgeographic.com/>
- Creus, J. (1991). Tendencia secular de la temperatura de mayo en el Pirineo central (1302-1989). *Notes de Geografia Física*, 20, 41-49.
- De Oliveira, J. P., Balaban, O., Doll, C. N., Moreno-Peñaranda, R., Gasparatos, A., Iossifova, D., & Suwa, A. (2011). Cities and biodiversity: Perspectives and governance challenges for implementing the convention on biological diversity (CBD) at the city level. *Biological Conservation*, 144(5), 1302-1313.
- De Vilchez, P.; Torres, C.; Jordà, G.; Rita, J.; Miranda, M. A.; Vaquer, R.; Canals, V.J. y Cladera, A. (2019): "El canvi climàtic i les Illes Balears. Canvis, impactes i propostes d'acció". En Estudi sobre la prospectiva econòmica, social i mediambiental de les societats de les Illes Balears a l'horitzó 2030 (H2030), Palma (Mallorca): Consell Econòmic i Social de les Illes Balears.
- DeSoto, L., Cailleret, M., Sterck, F., Jansen, S., Kramer, K., Robert, E. M., ... & Martínez-Vilalta, J. (2020). Low growth resilience to drought is related to future mortality risk in trees. *Nature communications*, 11(1), 545. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14300-5>
- Díaz-Martínez, P., Ruiz-Benito, P., Madrigal-González, J., Gazol, A., & Andivia, E. (2023). Positive effects of warming do not compensate growth reduction due to increased aridity in Mediterranean mixed forests. *Ecosphere*, 14(1), e4380. DOI: 10.1002/ecs2.4380.
- Dochao Moreno, J. (2013). *Estudio dendrocronológico de una masa de Pinus pinaster Ait. afectada por aprovechamiento de resinación en Moral de Hornuez (Segovia)*. [Trabajo fin de máster, Universidad Politécnica de Madrid].
- Esperón-Rodríguez, M., Rymer, P. D., Power, S. A., Barton, D. N., Cariñanos, P., Dobbs, C., ... & Tjoelker, M. G. (2022). Assessing climate risk to support urban forests in a changing climate. *Plants, People, Planet*, 4(3), 201-213.

- Esteban, L. G., Guindeo, A., Peraza, C., & De Palacios, P. (2003). La madera y su anatomía. *Fundacion Conde del Valle de Salazar*, 327pp. Ediciones Mundiprensa y AITIM. Madrid.
- ISSS-ISRIC-FAO (International Soil Science Society/International Soil Reference and Information Centre-Food and Agricultural Organization). (1998). World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Report 84. Rome, Italy.
- Felicísimo, A. M., Muñoz, J., Mateo, R. G., & Villalba, C.J. (2012). Vulnerabilidad de la flora y vegetación españolas ante el cambio climático. *Ecosistemas* 21(3):1-6. Doi.: 10.7818/ECOS.2012.21-3.01
- Fernández-de-Uña, L., Martínez-Vilalta, J., Poyatos, R., Mencuccini, M., & McDowell, N. G. (2023). The role of height-driven constraints and compensations on tree vulnerability to drought. *New Phytologist*, 239(6), 2083-2098.
- Fialho, J.S., Aguiar M. I., Maia L. S., Magalhães R. B., Araújo F. C. S., Campanha M.M., & Oliveira T. S. (2013). Soil quality, resistance and resilience in traditional agricultural and agroforestry ecosystems in Brazil's semiarid region. *African Journal of Agricultural Research* 8, 5020–5031. <https://doi.org/10.5897/AJAR2013.6712>.
- Fragnière, Y., Song, Y. G., Fazan, L., Manchester, S. R., Garfi, G., & Kozłowski, G. (2021). Biogeographic overview of ulmaceae: Diversity, distribution, ecological preferences, and conservation status. *Plants*, 10(6), 1111.
- Fritts, H.C. (1976). *Tree Rings and Climate*. New York, USA: Academic Press.
- Fritts H. C. (2001): *Tree Rings and Climate*, The Blackburn Press.
- Fu, L., Xin, Y., & Whittemore, A. (2003). *Ulmaceae*. In Z. Wu & P. Raven (Eds.), *In Flora of China* (Vol. 5, pp. 1–10). Beijing, China: Science Press. Retrieved from.
- Fu, L., Xin, Y. Q., & Whittemore, A. (2004). Ulmáceas. *Flora de China*, 5, 1-19.
- Fuster, M. D. M. G. (1994). *Dendroecología de Pinus nigra Arnold. subsp. "Salzmannii (Dunal) Franco y Pinus sylvestris L. en el Sistema Central y en la Serranía de Cuenca (España)*. [Doctoral dissertation, Universidad Autónoma de Madrid].
- Fuster, M. G. (2007). El crecimiento de *Abies pinsapo* y el clima de Grazalema: aportaciones dendroecológicas. *Investigación agraria: Sistemas y recursos forestales*, 16(2), 145-157.
- Gall, M. (2015). The suitability of disaster loss databases to measure loss and damage from climate change. *International Journal of Global Warming*, 8(2), 170-190.

- Garasa, M.J.H. (2015). *Respuesta Anatómico Fisiológicas Frente a Estrés Hídrico en Plantaciones de Especies de Crecimiento Rápido Para la Producción de Biomasa*. [doctoral dissertation, Universidad Politécnica de Madrid].
- García-Haro, F. J., Campos-Taberner, M., Sabater, N., Belda, F., Moreno, A., Gilabert, M. A., ... & Meliá, J. (2014). Vulnerabilidad de la vegetación a la sequía en España. *Revista de Teledetección*, (42), 29-38.
- García Lozada, T. (2012). *Análisis de una problemática local de relevancia global: las plantas alóctonas transformadoras del paisaje en la ciudad de Barcelona* [Master's thesis, Universitat Politècnica de Catalunya].
- Gazol, A., Camarero, J. J., Sánchez-Salguero, R., Vicente-Serrano, S. M., Serra-Maluquer, X., Gutiérrez, E., ... & Galván, J. D. (2020). Drought legacies are short, prevail in dry conifer forests and depend on growth variability. *Journal of Ecology*, 108(6), 2473-2484.
- Gazol, A., Camarero, J. J., Vicente-Serrano, S. M., Sánchez-Salguero, R., Gutiérrez, E., de Luis, M., ... & Galván, J. D. (2018). Forest resilience to drought varies across biomes. *Global change biology*, 24(5), 2143-2158.
- Génova, M., & Díez Herrero, A. (2022). Dendrocronología: datación de materiales, formas y eventos a través de los anillos de los árboles. *Cuaternario y Geomorfología*, 36.
- Génova, M., & Moya, P. (2012). Dendroecological analysis of relict pine forests in the centre of the Iberian Peninsula. *Biodiversity and Conservation*, 21, 2949-2965.
- Gil, L., López, R. A., & García-Nieto, M. E. (2003). Historia de los olmos en la Península Ibérica. *Los Olmos Ibéricos. Conservación y Mejora Frente a la Grafiosis* (ed. Gil, L., Solla, A. e Iglesias, S.), Parques Nacionales, Madrid, 69-114.
- Gillner, S., Korn, S., Hofmann, M., & Roloff, A. (2017). Contrasting strategies for tree species to cope with heat and dry conditions at urban sites. *Urban Ecosystems*, 20, 853-865.
- González Juan, J. (2019). *Respuesta del crecimiento de Pinus pseudostrobus Lindl a las variables climáticas en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey*. [Doctoral dissertation, Universidad Autónoma de Nuevo León].
- Gray, S. B., & Brady, S. M. (2016). Plant developmental responses to climate change. *Developmental biology*, 419(1), 64-77.
- Gupta, A., Rico-Medina, A., & Caño-Delgado, A. I. (2020). The physiology of plant responses to drought. *Science*, 368(6488), 266-269.
- Gutiérrez, E. (2009). La dendrocronología: métodos y aplicaciones. En "Arqueología náutica mediterránea". Universidad de Barcelona.

Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/228769173_La_dendrocronologia_metodos_y_aplicaciones.

- Haq, S. M. A. (2011). Urban green spaces and an integrative approach to sustainable environment. *Journal of environmental protection*, 2(5), 601-608.
- Herrero, A. & Zavala, M.A. (2015). Efectos del cambio climático sobre la vegetación de la península ibérica. En: Herrero, A., Zavala, M.A., editores. *Los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- Hirsch, M., Bøddeker, H., Albrecht, A., & Saha, S. (2023). Drought tolerance differs between urban tree species but is not affected by the intensity of traffic pollution. *Trees*, 37(1), 111-131.
- Houghton, J. T., Meira Filho, L. G., Callander, B. A., Harris, N., Kattenberg, A., & Maskell, K. (1996). *Climate Change 1995: The Science of Climate Change (Cambio Climático 1995: La Ciencia del Cambio Climático)*.
- Huntley, B. (2007). Climatic change and the conservation of European biodiversity: Towards the development of adaptation strategies: T-PVS/Inf (2007) 3.
- IPCC (2007). Resumen para Responsables de Políticas. En, *Cambio Climático 2007: Impactos y Vulnerabilidad. Contribución del Grupo de Trabajo II al Cuarto Informe de Evaluación del IPCC*, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden y C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- IPCC (2014). *Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo principal de redacción, R.K. Pachauri y L.A. Meyer (eds.)]*. IPCC, Ginebra, Suiza, 157 págs.
- IPCC. (2022). *Climate change 2022: impacts, adaptation and vulnerability (A. H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, M. Tignor & A. O. (eds) Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller (eds.)]*. IPCC.
- Kaennel, M., & Schweingruber, F. H. (1995). Multilingual glossary of dendrochronology. *WSL FNP, Haupt*, 133, 162-184.
- Karl T.R. & E. Trenberth. (2003). Modern global climate change. *Science*, 302 (5651): 1719-1723.

- Khamzina, A., Lamers, JP y Vlek, PL (2009). Fijación de nitrógeno por *Elaeagnus angustifolia* en la recuperación de tierras de cultivo degradadas de Asia Central. *Fisiología de los árboles*, 29 (6), 799-808.
- Klein, T. (2014). The variability of stomatal sensitivity to leaf water potential across tree species indicates a continuum between isohydric and anisohydric behaviours. *Functional ecology*, 28(6), 1313-1320.
- Klein, T., Cohen, S., & Yakir, D. (2011). Hydraulic adjustments underlying drought resistance of *Pinus halepensis*. *Tree physiology*, 31(6), 637-648.
- Lamothe, K.A., Somers K.M. & Jackson D.A. (2019). Linking the ball-and-cup analogy and ordination trajectories to describe ecosystem stability, resistance, and resilience. *Ecosphere* 10, e02629. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2629>
- Larcher, W. (2003). *Physiological plant ecology: ecophysiology and stress physiology of functional groups*. Springer Science & Business Media.
- Larson, D.L., L. Phillips-Mao, G. Quiram, L. Sharpe, R. Stark, S. Sugita and A. Weiler. 2011. A framework for sustainable invasive species management: Environmental, social, and economic objectives. *Journal of Environmental Management* 92(1): 14-22.
- Li, Y. G., Jiang, G. M., Liu, M. Z., Niu, S. L., Gao, L. M., & Cao, X. C. (2007). Photosynthetic response to precipitation/rainfall in predominant tree (*Ulmus pumila*) seedlings in Hunshandak Sandland, China. *Photosynthetica*, 45, 133-138.
- Llorente, C. (2012). La historia que nos explican los árboles. *Biol. On-line*, 1(2).
- 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.
- Lloret, F., & Kitzberger, T. (2018). Historical and event-based bioclimatic suitability predicts regional forest vulnerability to compound effects of severe drought and bark beetle infestation. *Global Change Biology*, 24(5), 1952-1964.
- Löscher, R., & Schulze, E. D. (1995). Internal coordination of plant responses to drought and evaporational demand. In *Ecophysiology of photosynthesis* (pp. 185-204). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Lozano-Juste, J, et al. Structure-guided engineering of a receptor-agonist pair for inducible activation of the ABA adaptive response to drought. *Science Advances*, 2023. DOI: [10.1126/sciadv.ade9948](https://doi.org/10.1126/sciadv.ade9948).
- Madrigal-González, J., Herrero, A., Ruiz-Benito, P., & Zavala, M. A. (2017). Resilience to drought in a dry forest: insights from demographic rates. *Forest ecology and management*, 389, 167-175.

- Madrigal-Gonzalez, J., Andivia, E., Zavala, M. A., Stoffel, M., Calatayud, J., Sanchez-Salguero, R., & Ballesteros-Canovas, J. (2018). Disentangling the relative role of climate change on tree growth in an extreme Mediterranean environment. *Science of the total environment*, 642, 619-628.
- Matías, L., & Jump, A. S. (2012). Interactions between growth, demography and biotic interactions in determining species range limits in a warming world: the case of *Pinus sylvestris*. *Forest Ecology and Management*, 282, 10-22.
- Medina-Villar, S., Pérez-Corona, E., Herrero, A., Cruz-Alonso, V., Carro-Martínez, N., Andiva, E. (2022). Vulnerabilidad del crecimiento a la sequía en repoblaciones forestales de coníferas nativas y exóticas: implicaciones sobre la dinámica forestal ante el cambio climático.
- Mendivelso, H. A., Camarero, J.J., & Gutiérrez, E. (2016). Dendrocronología en bosques neotropicales secos: métodos, avances y aplicaciones. *Ecosistemas*, 25(2), 66-75. Doi.: 10.7818/ECOS.2016.25-2.08
- Mellado, R.R., Alonso, M.T.F., & del Pozo Sánchez, C. (2021). Soluciones basadas en la Naturaleza: estrategias urbanas para la adaptación al cambio climático. *Hábitat y Sociedad*, (14), 243-262.
- Michelot, A., Bréda, N., Damesin, C., & Dufrêne, E. (2012). Differing growth responses to climatic variations and soil water deficits of *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea* and *Pinus sylvestris* in a temperate forest. *Forest ecology and management*, 265, 161-171.
- Morcillo, L., Muñoz-Rengifo, J., Torres-Ruiz, J. M., Delzon, S., Moutahir, H., & Vilagrosa, A. (2022). Post-drought conditions and hydraulic dysfunction determine tree resilience and mortality across Mediterranean Aleppo pine (*Pinus halepensis*) populations after an extreme drought event. *Tree Physiology*. <http://dx.doi.org/10.1093/treephys/tpac001>.
- Mu, D., & Ding, C. (2022). Developing a salinity tolerance indicator for tree varieties at challenging sites and urban forests based on inferences of physiological responses: an example of *Ulmus pumila*. *Trees*, 36(2), 593-607.
- Muntán Bordas, E., García, C., Oller i Figueras, P., Martí, G., García, A., & Gutiérrez Merino, E. (2009). Reconstructing snow avalanches in the Southeastern Pyrenees. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 2009, Vol. 9, p. 1599-1612.
- Natalini, F., Garriga García, E., Alejano Monge, R., & Vázquez Piqué, J. (2017). Técnicas y herramientas para la preparación de muestras extraídas de árboles para el análisis dendrocronológico.

- Navarro, R. M., Fernández, A., Camarero, J. J., y Sánchez, R. (Coords.) (2011). Taller de dendrocronología aplicada a la ecología y a la gestión forestal. Córdoba: Universidad de Córdoba. (Inédito)
- Orellana Asenjo, G. J. (2022). Los servicios ecosistémicos del arbolado urbano: caso de estudio Barcelona [Master's thesis, Universitat Politècnica de Catalunya].
- Osakabe, Y., Osakabe, K., Shinozaki, K., & Tran, L. S. P. (2014). Response of plants to water stress. *Frontiers in plant science*, 5, 76566.
- Paillard, D. (1998). The timing of Pleistocene glaciations from a simple multiple-state climate model. *Nature*, 391: 378-381.
- Paillard, D. (2001). Glacial Cycles: Toward a New Paradigm. *Reviews of Geophysics*, 39 (3): 325-346.
- Paniw, M., de la Riva, E. G., & Lloret, F. (2021). Demographic traits improve predictions of spatiotemporal changes in community resilience to drought. *Journal of Ecology*, 109(9), 3233-3245.
- Peel, M. C., Finlayson, B.L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and earth system sciences*, 11(5), 1633-1644.
- Pérez, F. P. (2011). *Zuhaitzak, árboles autóctonos y ornamentales de Euskadi*. Editorial A.D.E.V.E.
- Pérez García, Ignacio (2016). *Evaluación de Ulmus pumila L. y Populus spp. como cultivos energéticos en corta rotación*. [Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Madrid].
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S. & Sarkar, D. (2018). Modelos no lineales de efectos mixtos. Versión del paquete R, 3, 1-89.
- Ribas Matamoros, M. (2006). *Dendroecología de Pinus halepensis Mill. en Este de la Península Ibérica e Islas Baleares: Sensibilidad y grado de adaptación a las condiciones climáticas*. [Tesis doctoral, Universitat de Barcelona].
- Rincón Madroño, M. C. (2017). Dendroclimatología de los encinares del Parque Natural del Montnegre y el Corredor en Barcelona.
- Rivas-Martínez, S. (2004). Global bioclimatics. Clasificación Bioclimática de la Tierra.
- Rodríguez Horcajo, R. (2016). *Efectos de la Sequía en el Crecimiento y la Capacidad de Resiliencia en tres Especies de Pinos que Coexisten en un Bosque Mediterráneo*. [Trabajo fin de máster, Universidad de Alcalá de Henares].

- Rosa Cánovas, J.J., Turco, M., Jerez, S., & Montávez Gómez, J. P. (2018). Estudio de las proyecciones de futuro en sequía e incendios en la zona mediterránea.
- Rubio Cuadrado, Á. (2016). Estudio del crecimiento y su relación con el clima en *Pinus Pinaster* comparando las técnicas clásicas empleadas en dendrocronología con las multivariantes.
- Sáenz-Romero, C., Lindig-Cisneros, R. A., Joyce, D.G., Beaulieu, J., St Clair, J. B. & Jaquish, B. C. (2016). Migración asistida de poblaciones forestales para adaptar los árboles al cambio climático. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 22 (3), 303-323.
- Salbitano, F., Borelli, S., Conigliaro, M., & Chen, Y. (2017). FAO: Directrices para la silvicultura urbana y periurbana.
- Sánchez de Lorenzo-Cáceres, J. M. (2011). *Árboles ornamentales*. Editorial Mundiprensa.
- Schweingruber, F. H. (2012). Tree rings: basics and applications of dendrochronology. *Springer Science & Business Media*.
- Smalley, E. B., & Kais, A. G. (1966). Seasonal variations in the resistance of various elm species to Dutch elm disease. In *Breeding pest-resistant trees* (pp. 279-287). Pergamon.
- Solla, A., Bohnens, J., Collin, E., Diamandis, S., Franke, A., Gil, L., ... & Broeck, AV (2005). Detección de olmos europeos para detectar resistencia a *Ophiostoma novo-ulmi*. *Ciencias Forestales*, 51 (2), 134-141.
- Song, F. N., Yang, C. P., Liu, X. M., & Li, G. B. (2006). Effect of salt stress on activity of superoxide dismutase (SOD) in *Ulmus pumila* L. *Journal of Forestry Research*, 17, 13-16.
- Stephens Micheli, J. G., & Conde Hernández, M. (2023). Influencia Terapéutica De Las Zonas Verdes En La Salud Emocional De Los Residentes Isleños. *La Casa Del Maestro*, 1(5), 93–107. Recuperado a partir de <https://revistascientificas.cuc.edu.co/RVCDM/article/view/5515>
- Sierra Rodríguez, I., & Ramírez Silva, J.P. (2010). Los parques como elementos de sustentabilidad de las ciudades. CONACYT.
- Sjöman, H., Hirons, A. D., & Bassuk, N. L. (2015). Urban forest resilience through tree selection—Variation in drought tolerance in *Acer*. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(4), 858-865.
- Sainz, R. C., & González, G. M. (2004). Aplicación de los modelos mixtos a un caso práctico de modelización del crecimiento y producción de las masas forestales. *Cuadernos De La Sociedad Española De Ciencias Forestales*, (18), 317-321.

- Sanz, M. J., & del Castillo, E. G. (2020). *Impactos y riesgos derivados del cambio climático en España*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Madrid.
- Santana, V. M., Alloza, J. A., Baeza, M. J., Moghli, A., Morcillo, L., Rodríguez, E., ... & Vallejo, V. R. (2022). Elección de especies y tratamientos de gestión para aumentar la resiliencia en pinares de pino carrasco.
- Smith, R. M., Thompson, K., Hodgson, J. G., Warren, P. H., & Gaston, K. J. (2006). Urban domestic gardens (IX): composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. *Biological conservation*, 129(3), 312-322.
- Solla, A., Martín, J. A., Corral, P., & Gil, L. (2005). Seasonal changes in wood formation of *Ulmus pumila* and U. minor and its relation with Dutch elm disease. *New Phytologist*, 166(3), 1025-1034.
- Stokes M. A. & Smiley T. L. (1968). An introduction to tree-ting de árboles. University of Chicago Press. Reproduced byr The University of Arizona Press, Tucson (1996). 73 pp.
- USDA (2016) Monitor de sequía de EE. UU. <http://droughtmonitor.unl.edu/AboutUSDM.aspx>.
- Valdecantos, A., Alloza, J.A., Morcillo, L., Santana, V., Vilagrosa, A. & Vallejo, V.R. (2022). Análisis de la vulnerabilidad de ecosistemas y especies mediterráneas a la sequía y al fuego. CEAM. Valencia.
- Vélez Restrepo, L. A., & Herrera Villa, M. (2015). Jardines ornamentales urbanos contemporáneos: transnacionalización, paisajismo y biodiversidad. Un estudio exploratorio en Medellín, Colombia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 68(1), 7557-7568.
- Valladares, F., Peñuelas, J., & de Luis Calabuig, E. (2005). Impactos sobre los ecosistemas terrestres. Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático, 67.
- Vaquerizo Gómez, A. (2015). Espacios verdes comunitarios. Cómo potenciar la resiliencia urbana. [Trabajo fin de grado, Universidad Autónoma de Madrid].
- Vicente-Serrano, S. M., Peña-Angulo, D., Beguería, S., Domínguez-Castro, F., Tomás-Burguera, M., Noguera, I., ... & El Kenawy, A. (2022). Tendencias globales de la sequía y proyecciones futuras. *Transacciones filosóficas de la Royal Society A*, 380 (2238), 20210285.
- Vilà-Vilardell, L., De Cáceres, M., Piqué, M., Valor, T. & Casals, P. (2022, 27 de junio-1 de julio). Fomento de la resistencia de pino laricio frente a sequías e incendios mediante la gestión forestal. Evaluación con dendrocronología y modelización. 8º Congreso Forestal Español.

- Villanueva, D. J., Rubio, C. E. A., Chávez, D. Á. A., Zavala, A. J. L., Cerano, P. J. & Martínez, S. A. R. (2018). Respuesta climática de *Pinus oocarpa* Schiede Ex Schetol. en el Bosque La Primavera, Jalisco. *Madera y bosques*, 24(1), 1-14.
- Viguera Moreno, B. (2012). *Análisis dendroecológico de las tendencias de crecimiento de árboles muertos y su aplicabilidad para la detección del declive de masas forestales como respuesta al cambio global*. [Trabajo fin de Máster, Universidad de Valladolid].
- Yamaguchi, K. (1991). *Event history analysis*. Sage Publications.
- Yarza, E., Guillén, I. (2020). *Decaimiento de abetares en el Parque Natural de los Valles Occidentales: patrones y causas climáticas*. Trabajo Fin de Grado. Universidad de Zaragoza.
- Young, O. R., Berkhout, F., Gallopin, G. C., Janssen, M. A., Ostrom, E., & Van der Leeuw, S. (2006). The globalization of socio-ecological systems: An agenda for scientific research. *Global environmental change*, 16(3), 304-316.

9. AGRADECIMIENTOS

A mis padres y abuelos, por enseñarme la importancia del conocimiento y el respeto. Particularmente a mi padre que me enseñó a amar la naturaleza.

A mi familia en general, que siempre me ha apoyado.

A mi hermana que ha estado sincronizada en estudios conmigo.

A Carlos por su paciencia.

A Juan Antonio (Morix) por estar siempre “ahí”.

A mis perros, por su compañía y por sus paseos.

A todas las personas que de alguna manera han formado parte de este estudio, que han sido muchas y variadas.

A Montse y Nuria por su ayuda.

Y especialmente a Milagros y a Jaime por su profesionalidad y por “embarcarse” conmigo en esta “Odisea”.

10. ANEXOS

10.1. Anexo 1. Anexo fotográfico

10.1.1. Las especies



Fotos 1, 2 y 3. Cipreses de Arizona del parque de la Huerta del Duque. Cuéllar (Segovia)



Fotos 4, 5 y 6. Cipreses de México (o portugués) del parque de la Huerta del Duque. Cuéllar (Segovia)



Fotos 7, 8 y 9. Olmos siberianos del parque de la Huerta del Duque. Cuéllar (Segovia)

10.1.2. Proceso de recogida de datos

A continuación (figura 9) se puede ver el reportaje fotográfico de del proceso de recogida de datos:

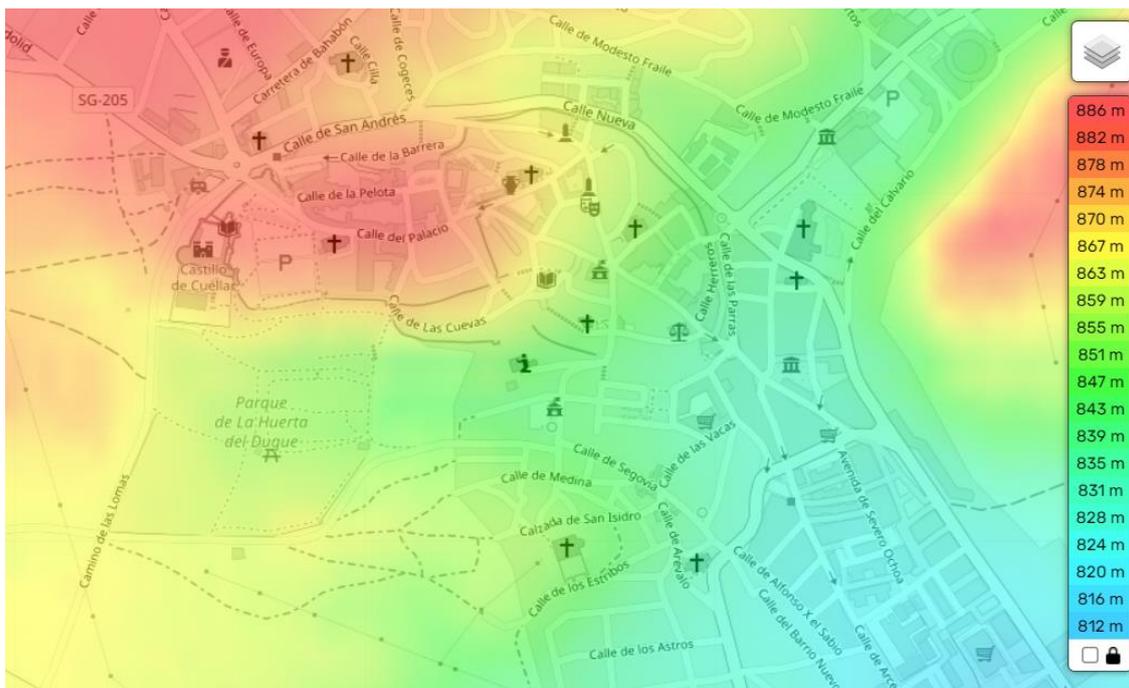


Figura 9. a) Medida de la altura con hipsómetro (Nikon Forestry Pro II, WATERPROOF 6 X 21) b) Medida de DAP con forcípula. c) Muestreo con barrena Pressler. d) Encabezado ficha toma de datos. e) Extracción de testigo de madera. f) Portatestigos. g) Guías con testigos catalogados. h) lijado. i) Escaneado (Epson Perfection V600 Photo). j) Datación de anillos. k) Lupa binocular (XTX 3C LED x40). l) Detalle medida testigo de olmo con ImageJ.

10.2. Anexo 2. Planos

10.2.1. Plano 1. plano topográfico de altitud

En el plano 1 se pueden observar las altitudes de la zona de estudio. Los lugares del parque donde se encuentran las especies analizadas están en un rango de altitud similar.



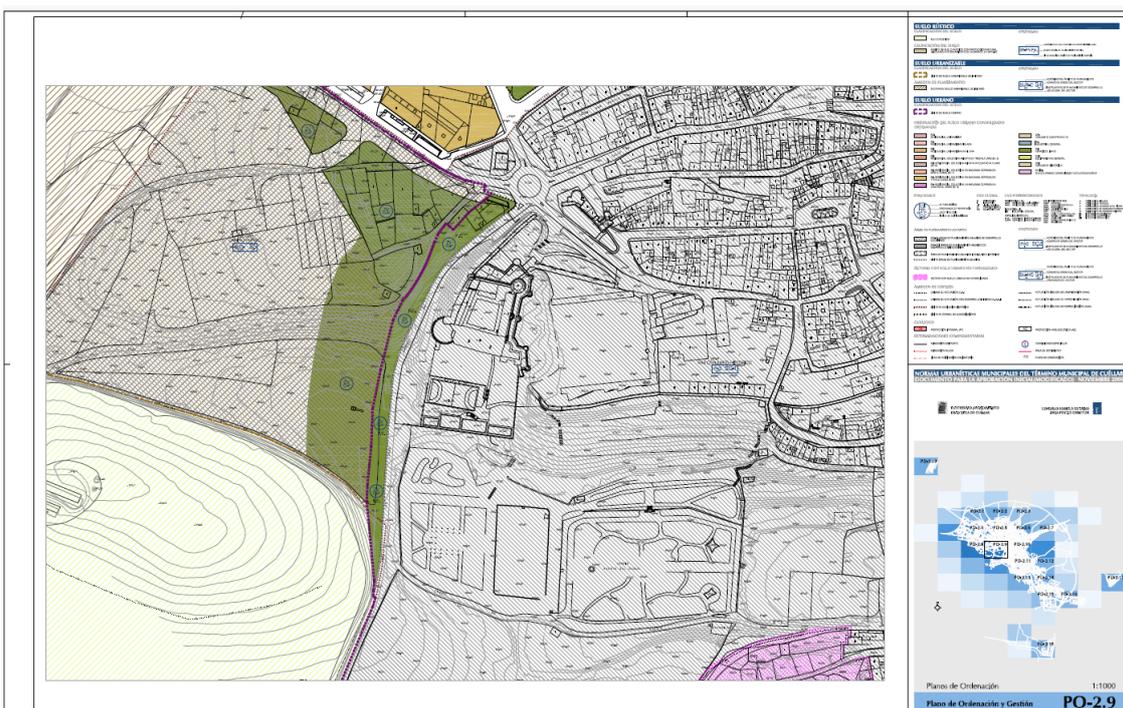
Plano 1. Mapa topográfico de altitud. Fuente: <https://es-bo.topographic-map.com/>

La zona regada del parque aparece con un verde más intenso porque está a menor altitud.

En el siguiente enlace se puede acceder al mapa interactivo para ver la altitud de un lugar en concreto.

<https://es-bo.topographic-map.com/map-c1lvcz/Nicasia/?center=41.39936%2C-4.31778&zoom=16>

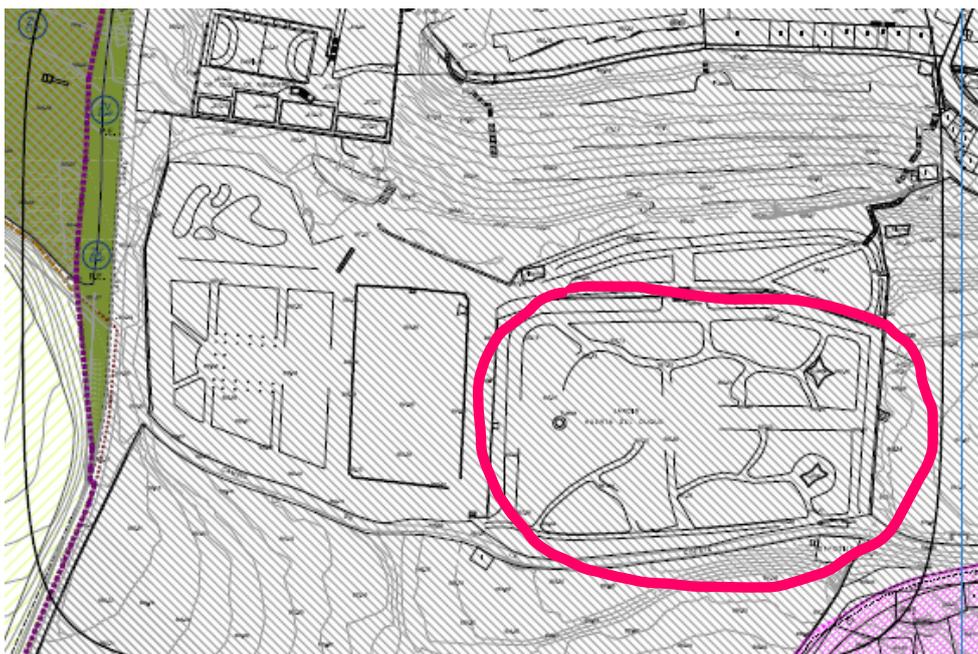
10.2.2. Plano 2. Plano de curvas de nivel



Plano 2. Plan de Ordenación y Gestión de Cuéllar. E:1:1000. Fuente: Ayuntamiento de Cuéllar.

10.2.3. Plano 3. Detalle zona regada

En el plano 3 se ha señalado la zona del parque que se riega y está fuera del ámbito de nuestro estudio, dentro del propio parque.

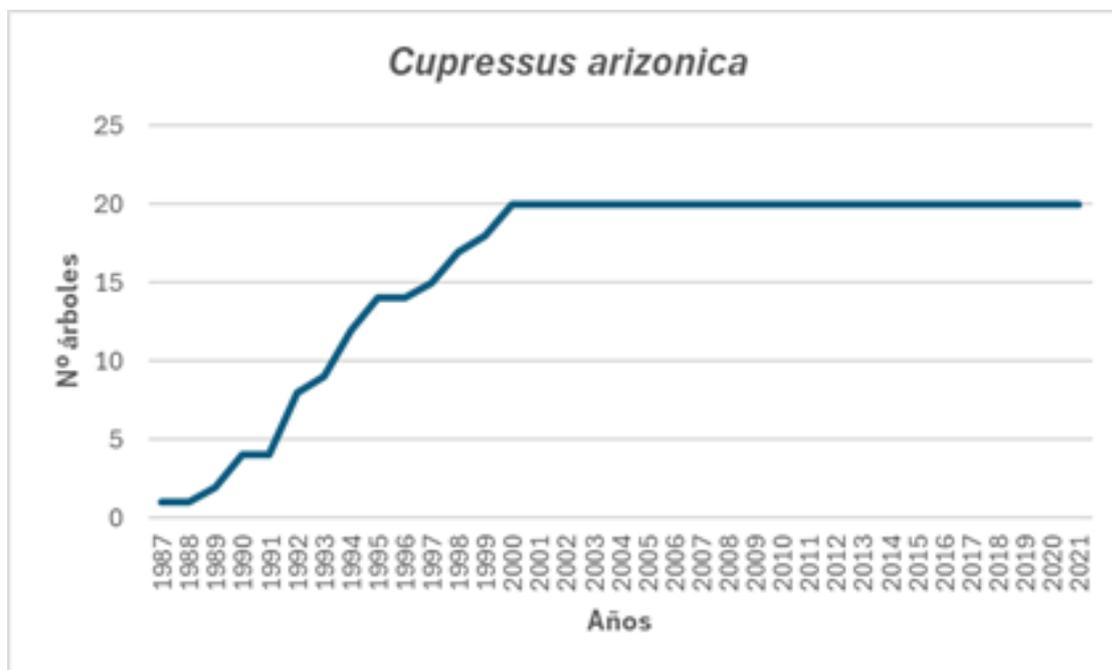


Plano 3. Detalle del plano de Ordenación y Gestión. Señalado en rojo la zona del parque que se riega.

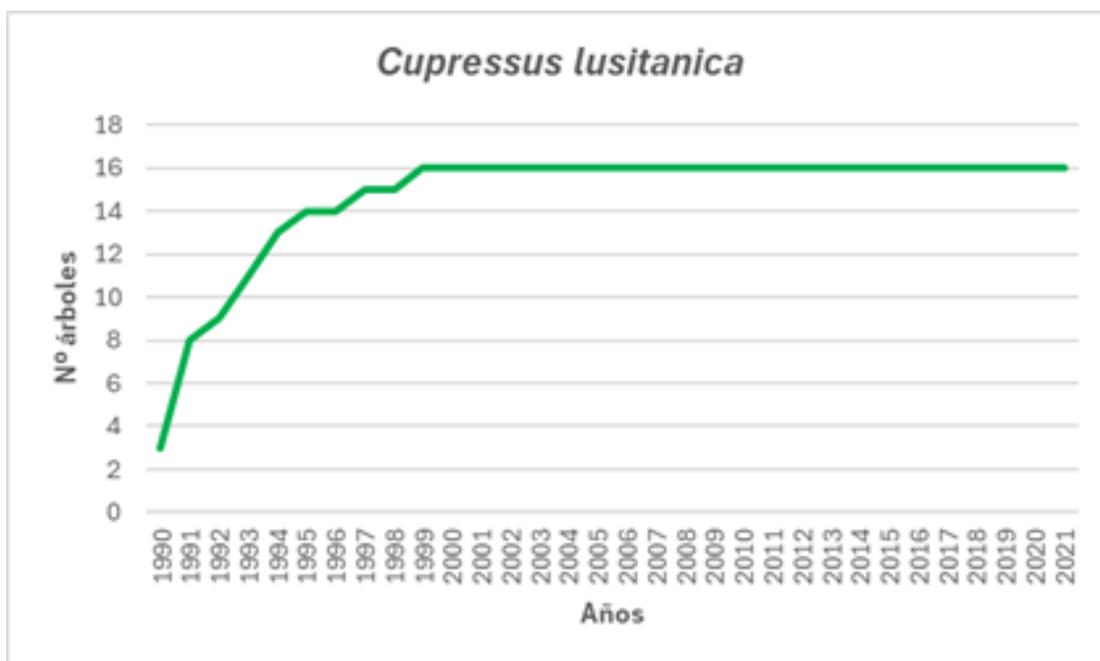
10.3. Anexo 3. Gráficas complementarias

10.3.1. Selección de la ventana de tiempo

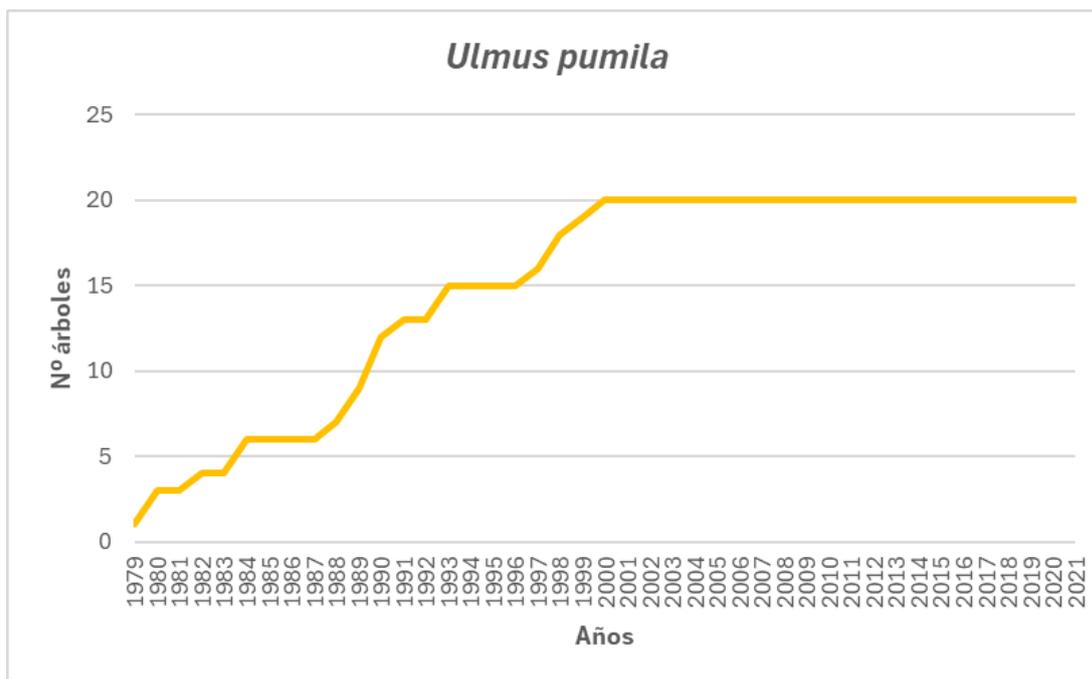
Para determinar el número de años que nos garantizan unas muestras mínimas para trabajar, se realiza una gráfica por especie (gráficas 1, 2 y 3).



Gráfica 9. Número de árboles de *Cupressus arizonica* desde 1987 hasta 2021.



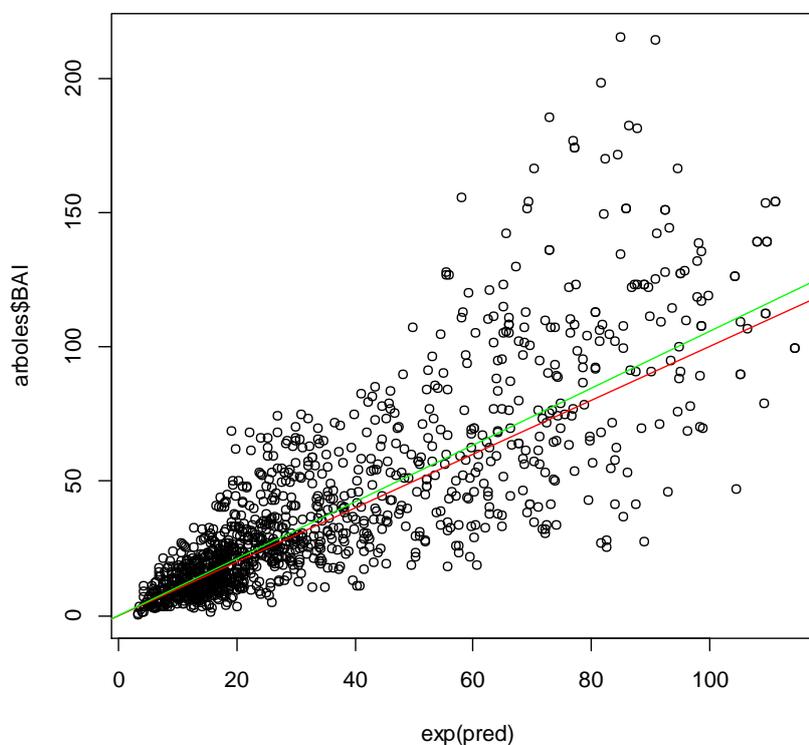
Gráfica 10. Número de árboles de *Cupressus arizonica* desde 1987 hasta 2021.



Gráfica 11. Número de árboles de *Ulmus pumila* desde 1979 hasta 2021.

10.3.2. Gráfica relación modelo observado vs modelo teórico

En la gráfica 4 se puede ver la relación entre la línea verde correspondiente al modelo observado y la línea roja del modelo teórico.



Gráfica 12. Relación entre modelo teórico (línea roja) y observado (línea verde)

10.4. Anexo 4. Tablas

10.4.1. Tabla 6

En la tabla 1 de elaboración propia se pueden observar los resultados obtenidos del modelo ajustado para interacción clima-crecimiento.

Tabla 1. Resumen de los resultados del modelo ajustado. Efectos fijos.

Fixed effects: $\log(\text{BAI}) \sim \text{poly}(\text{Edad}, 2) * \text{Sp} + \text{UNEP} * \text{Sp}$					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	2.067087	0.129746	1167	15.931854	0.0000
poly(Edad, 2)1	12.373519	2.359428	1167	5.244287	0.0000
poly(Edad, 2)2	-13.115253	2.176777	1167	-6.025080	0.0000
SpCl	0.093616	0.194356	53	0.481674	0.6320
SpUP	1.674285	0.184427	53	9.078309	0.0000
UNEP	1.257856	0.096677	1167	13.010965	0.0000
poly(Edad, 2)1:SpCl	-11.277946	3.403124	1167	-3.313998	0.0009
poly(Edad, 2)2:SpCl	2.770164	3.623270	1167	0.764548	0.4447
poly(Edad, 2)1:SpUP	-9.347610	3.109151	1167	-3.006483	0.0027
poly(Edad, 2)2:SpUP	7.368949	2.613328	1167	2.819757	0.0049
SpCl:UNEP	-0.409711	0.145033	1167	-2.824958	0.0048
SpUP:UNEP	-0.783193	0.136695	1167	-5.729485	0.0000

DEDICATORIA

A todas las buenas personas que nos hacen la vida mucho mejor.

A UN OLMO SECO

Al olmo viejo, hendido por el rayo
y en su mitad podrido,
con las lluvias de abril y el sol de mayo
algunas hojas verdes le han salido.

¡El olmo centenario en la colina
que lame el Duero! Un musgo amarillento
le mancha la corteza blanquecina
al tronco carcomido y polvoriento.

No será, cual los álamos cantores
que guardan el camino y la ribera,
habitado de pardos ruiseñores.

Ejército de hormigas en hilera
va trepando por él, y en sus entrañas
urden sus telas grises las arañas.

Antes que te derribe, olmo del Duero,
con su hacha el leñador, y el carpintero
te convierta en melena de campana,
lanza de carro o yugo de carreta;
antes que rojo en el hogar, mañana,
ardas de alguna mísera caseta,
al borde de un camino;
antes que te descuaje un torbellino
y tronche el soplo de las sierras blancas;
antes que el río hasta la mar te empuje
por valles y barrancas,
olmo, quiero anotar en mi cartera
la gracia de tu rama verdecida.

Mi corazón espera
también, hacia la luz y hacia la vida,
otro milagro de la primavera.

Antonio Machado



Fotografía de olmo siberiano en el parque de la Huerta del Duque. En este mismo parque en tiempos hubo negrillo (*Ulmus minor* Mill.). Esperemos no sufrir más pérdidas del patrimonio natural y cultural similares.