

Universidad Pública de Navarra

Nafarroako Unibertsitate Publikoa

**ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR
DE INGENIEROS AGRÓNOMOS**

***NEKAZARITZAKO INGENIARIEN
GOI MAILAKO ESKOLA TEKNIKO***

**“Influencia a largo plazo de las claras forestales en el sotobosque de bosques
de pino del Pirineo navarro: observaciones tras 13 años”**

presentado por

MARÍA ARIAS CUENCA *(e)k*

aurkeztua

**INGENIERO AGRONOMO
*NEKAZARITZA INGENIARITZA***

Marzo, 2014 / *2014ko, Martxoa*

Universidad Pública de Navarra

Nafarroako Unibertsitate Publikoa

**ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR
DE INGENIEROS AGRONOMOS**

***NEKAZARITZAKO INGENIARIEN
GOI MAILAKO ESKOLA TEKNIKOA***

UNIVERSIDAD PÚBLICA DE NAVARRA

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS AGRÓNOMOS

TRABAJO FIN DE CARRERA de INGENIERO AGRÓNOMO

**“INFLUENCIA A LARGO PLAZO DE LAS CLARAS FORESTALES EN EL SOTOBOSQUE DE BOSQUES
DE PINO DEL PIRINEO NAVARRO: OBSERVACIONES TRAS 13 AÑOS”**

Trabajo final de carrera presentado por MARÍA ARIAS CUENCA con el objeto de optar al título de Ingeniero Agrónomo, siendo su director Juan A. Blanco Vaca, profesor del Departamento de Ciencias del Medio Natural de la Universidad Pública de Navarra.

Vº Bº del Director del trabajo:

Autor:

Juan A. Blanco Vaca

María Arias Cuenca

RESUMEN

Título del trabajo:

Influencia a largo plazo de las claras forestales en el sotobosque de bosques de pino del Pirineo Navarro: Observaciones tras 13 años.

Director:

Juan A. Blanco Vaca

Departamento:

Ciencias del Medio Natural. Área de Ecología.

Alumno:

María Arias Cuenca.

Resumen:

El presente trabajo se centra en el estudio del sotobosque en un bosque de *Pinus sylvestris* L. situado en la localidad de Garde, en el Pirineo navarro. El estudio de la zona comenzó en 1999, cuando se escogió el área de bosque que iba a recibir el tratamiento de clara. Se dividió en 3 bloques aleatorizados con 3 repeticiones de tratamientos de clara: 0%, 20% y 30%, es decir, 9 parcelas.

El objetivo del trabajo fue determinar la influencia de la intensidad de la clara 13 años después en la cobertura de las especies vegetales del sotobosque y establecer relaciones matemáticas para determinar la biomasa a partir de datos de cobertura. Para ello, se determinó la cobertura en campo de las especies *Rubus ulmifolius*, *Pteridium aquilinum* y el resto de herbáceas de forma agrupada, y a continuación se recogió la biomasa aérea de ellas mediante la realización de transectos en los meses de junio, julio y septiembre.

En el laboratorio, se separaron las muestras y se determinó el peso seco de tallos y hojas de *Rubus ulmifolius* y *Pteridium aquilinum*, y el peso total del resto de herbáceas. Una vez obtenidos los datos necesarios, se realizaron análisis de varianza para determinar si existían diferencias de cobertura y biomasa entre tratamientos, y análisis de regresión para establecer las relaciones matemáticas.

No se encontraron diferencias significativas para la cobertura de ninguna de las especies estudiadas, aunque sí que se encontraron tendencias consistentes con estudios previos a un aumento de cobertura del sotobosque tras las claras. Para la biomasa, las tendencias fueron las mismas, aunque en este caso las diferencias fueron significativas para *Rubus ulmifolius* y *Pteridium aquilinum* en las parcelas P20, siendo la biomasa mayor que en P0 y P30, indicando que, probablemente existan condicionantes ambientales que hayan hecho que la expansión de las especies del sotobosque no haya sido lineal con el aumento de la intensidad de clara. La fracción de sotobosque correspondiente a las especies herbáceas agrupadas (“otros”) fue mayor en las parcelas

P30, por lo que la luz sí que tuvo gran influencia sobre esta distribución. Las claras forestales, por tanto, ejercen un efecto sobre la vegetación del sotobosque que perdura en el tiempo al menos trece años tras las claras, ya que estas tendencias se han ido observando a lo largo de los últimos años.

Por otro lado, se obtuvieron ecuaciones de biomasa a partir de los análisis de regresión con observaciones de cobertura con buenos coeficientes de determinación para todas las especies estudio. Esto indica, por tanto, que la cobertura es un buen predictor de la biomasa de las especies estudiadas en Garde. El tipo de ecuación fue diferente según las especies, debido a sus formas de crecimiento. La mejor ecuación que se ajustó en *Rubus ulmifolius* y las especies herbáceas fue la ecuación potencial y en el caso de *Pteridium aquilinum* la ecuación cuadrática.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Los bosques.....	1
1.1.1. Definición de bosque	1
1.1.2. Estructura del bosque	1
1.1.3. El valor de los bosques	2
1.2. Los bosques de Navarra.....	3
1.2.1. Tipos de bosques y especies arbóreas	3
1.2.2. Evolución reciente del paisaje forestal	3
1.2.3. Las nuevas demandas sobre los bosques y montes navarros	4
1.3. El pino silvestre (<i>Pinus sylvestris</i> L.)	5
1.3.1. Localización.....	5
1.3.2. Características botánicas	7
1.3.3. Ecología.....	10
1.3.4. Estructura, fisionomía y composición florística.....	10
1.3.5. Tipos de pinar de pino silvestre eurosiberianos.....	11
1.3.6. Aprovechamiento del pino silvestre	12
1.4. La silvicultura.....	12
1.4.1. Definición	12
1.4.2. Rotaciones o turnos	13
1.4.3. Las claras.....	14
1.5. Sostenibilidad de la explotación de los bosques.....	15
1.6. Procesos ecológicos en el bosque: el ciclo de nutrientes	16
1.6.1. Ciclo externo de nutrientes.....	17
1.6.2. Ciclo interno de nutrientes	18
1.7. Estructura del bosque: el sotobosque.....	19
1.7.1. Concepto e importancia en la gestión forestal sostenible.....	19
1.7.2. Diversidad y composición del sotobosque	20
1.7.3. Fitogenología	20
1.7.4. Fisiología de las plantas del sotobosque	20
1.7.5. Aspectos funcionales del sotobosque.....	21
1.7.6. Estimación de la vegetación del sotobosque	21
1.7.7. Especies predominantes en el sotobosque de las parcelas de investigación.....	22
1.8. Efectos de la silvicultura en la estructura y ciclos de nutrientes en el sotobosque ..	23

1.8.1. Efectos en la estructura del sotobosque.....	23
1.8.2. Efectos en el ciclo de nutrientes	24
1.9. Antecedentes de este proyecto	25
2. OBJETIVOS.....	27
3. MATERIAL Y MÉTODOS.....	28
3.1. Descripción del área de estudio.....	28
3.1.1. Localización.....	28
3.1.2. Geomorfología.....	29
3.1.3. Orografía.....	30
3.1.4. Cuencas hidrogáficas	30
3.1.5. Climatología	30
3.1.5.1. Factores que influyen en el clima.....	30
3.1.5.2. Clima en los Pirineos navarros	31
3.1.5.3. Datos climáticos de las parcelas	31
3.1.6. Biogeografía	33
3.1.6.1. Pisos bioclimáticos y zonación ombroclimática	33
3.1.6.2. Series de vegetación	33
3.1.7. Características del área de estudio.....	34
3.2. Diseño experimental	35
3.2.1. Sitio de ensayo de claras	35
3.2.2. Inventario del sotobosque.....	36
3.2.3. Determinación de la biomasa de las diferentes especies del sotobosque.....	39
3.2.4. Datos descriptivos	40
3.2.5. Métodos estadísticos	40
3.2.5.1. ANOVA de un factor	40
3.2.5.2. Análisis de regresión.....	41
4. RESULTADOS	43
4.1. Cobertura	43
4.1.1. Zarzas.....	45
4.1.2. Helechos.....	46
4.1.3. Otros	48
4.1.4. Total.....	50
4.2. Biomasa	52

4.2.1. Zarzas.....	53
4.2.1.1. Tallos.....	53
4.2.1.2. Hojas	53
4.2.1.3. Total zarzas	53
4.2.2. Helechos.....	55
4.2.2.1. Tallos.....	55
4.2.2.2. Hojas	55
4.2.2.3. Total helechos	55
4.2.3. Otros.....	57
4.2.4. Biomasa total del sotobosque.....	58
4.3. Relaciones cobertura-biomasa.....	60
4.3.1. Zarzas.....	61
4.3.1.1. Tallos.....	61
4.3.1.2. Hojas	62
4.3.1.3. Total zarzas	63
4.3.2. Helechos.....	64
4.3.2.1. Tallos.....	64
4.3.2.2. Hojas	65
4.3.2.3. Total helechos	66
4.3.3. Otros.....	67
4.3.3. Biomasa total del sotobosque.....	68
5. DISCUSIÓN.....	70
5.1. Efectos del manejo forestal sobre el sotobosque	70
5.1.1 Efectos de las claras en las zarzas (<i>Rubus ulmifolius</i>).....	73
5.1.2. Efectos de las claras en los helechos (<i>Pteridium aquilinum</i>).....	74
5.1.3. Efectos de las claras en otras especies herbáceas	76
5.1.4. . Efectos de las claras en la cobertura y biomasa total del sotobosque	77
5.2. Relaciones entre cobertura y biomasa.....	77
6. CONCLUSIONES.....	81
7. RECOMENDACIONES.....	82
8. REFERENCIAS	83

1. INTRODUCCIÓN

1.1 LOS BOSQUES

Los bosques y zonas arboladas están dominados por los árboles, unos organismos de larga vida, por lo que puede parecer que no cambian a lo largo del tiempo. Sin embargo, esto es una ilusión causada por la escala temporal de referencia de los humanos: una vida humana puede durar 75-100 años, mientras que la vida de muchos árboles puede superar varios siglos, incluso milenios. La cantidad y composición de especies vegetales de los bosques de todo el mundo ha cambiado de manera continuada a lo largo del tiempo, en ocasiones más rápido que en otras, y continúa haciéndolo, ayudado ahora por las actividades del ser humano. (Smith y Smith, 2002)

Los bosques actualmente ocupan alrededor de un 30-35% de la superficie terrestre (dependiendo de si se consideran bosques o áreas de matorral o adeshadas) o bien alrededor de 39-45 millones de km² (Thomas y Packham, 2007). Los bosques no están extendidos de manera uniforme en el mundo, ya que su distribución depende en gran medida del clima. Por ejemplo, algunos de los países con menos superficie forestal tienen ambientes desérticos o bien climas demasiado fríos. Por el contrario, la mayor cobertura forestal corresponde a países con clima boreal o islas del Pacífico. Los cinco países con más bosque (Rusia, Brasil, Canadá, Estados Unidos y China), tienen más de la mitad del área forestal mundial (FAO, 2012). La deforestación y la repoblación forestal también influyen en la cantidad de superficie forestal que hay en muchas áreas del mundo.

1.1.1. Definición de bosque

Un bosque es un área relativamente grande compuesta por árboles que forman un dosel arbóreo denso y cerrado (en algunas definiciones se acepta que el dosel arbóreo sea tan solo del 20%) (Thomas y Packham, 2007). Un bosque no tiene por qué ser uniforme a lo largo de áreas grande, es más, muchas veces está compuesto por grupos de árboles cuyas características varían, por ejemplo la edad, la especie o la estructura, y que se alternan con espacios abiertos como praderas, lagos y lugares en los que el ganado limita el desarrollo de las plantas.

1.1.2. Estructura del bosque

En muchos de los bosques es posible reconocer cuatro estratos distintos de vegetación empezando por el estrato arbóreo, que se considera normalmente a más de 5 m de altura. Debajo de esta capa está el estrato arbustivo, incluyendo las plantas trepadoras. A continuación, por debajo del metro de altura, está el estrato herbáceo, el cual contiene plantas herbáceas, incluyendo plantas sin tallo leñoso y plantas de porte pequeño de tallo leñoso como por ejemplo las zarzas. Por último está el estrato muscinal, compuesto por musgos, líquenes y algas. La zonación vertical continúa debajo de la superficie, donde las raíces de las diferentes especies alcanzan distintas profundidades. Cabe mencionar que no todos los bosques tienen por qué contar con estos estratos, hay bosques muy simples que solo cuentan con el estrato arbóreo mientras que otros, como las selvas tropicales o los bosques húmedos templados, son mucho más complejos y cuentan con más capas de vegetación.

Al igual que existe un patrón vertical espacial, por encima y debajo de la superficie, también existe un patrón temporal en el cual el crecimiento activo de las diferentes especies comienza en diferentes fechas, por lo que el sotobosque puede cambiar marcadamente en unas pocas semanas durante primavera. Además de estos cambios a corto plazo, existe un cambio temporal a largo plazo: la denominada sucesión del bosque, en la cual, cuando los árboles son pequeños permiten la llegada de luz al suelo en mayor cantidad que cuando estos crecen y su follaje es más denso, por lo que la vegetación del sotobosque será diferente en uno y otro caso, ya que las plantas que crecen están adaptadas a diferentes condiciones ambientales (Terradas, 2001).

1.1.3. El valor de los bosques

Como se ha mencionado anteriormente, los bosques y zonas arboladas ocupan un gran porcentaje de superficie terrestre, y debido a que son tan grandes y están tan extendidos, es inevitable que los bosques se encuentran entre uno de las reservas más importantes de biodiversidad terrestre.

Los bosques también proporcionan una gran variedad de bienes y servicios. Los productos obtenidos del bosque juegan un papel importante en la vida de muchas comunidades rurales: madera, combustible, comida, forraje para animales y medicinas. Los bosques también definen la cultura de algunas comunidades, como por ejemplo los indígenas de las selvas. Por otra parte, los bosques reducen la erosión del suelo y actúan como reservas de agua.

Así mismo, muchos de los productos que usamos hoy en día provienen de los bosques. El comercio en productos primarios tales como leña, madera, tableros y papel es muy importante. Pero no solo son productos provenientes de la madera; un gran número de frutos que se usan cotidianamente provienen de los bosques. Las plantaciones forestales también pueden ser fuente de hongos comestibles. Al menos 46 tipos de setas y 9 de trufas crecen en bosques y son potencialmente una fuente muy valiosa de alimentos (Thomas y Packham, 2002).

No hay que olvidar que los bosques tienen gran importancia ecológica (Smith y Smith, 2002):

- Los bosques suavizan las condiciones climáticas y son uno de los reguladores del ciclo del agua, ya que absorben y almacenan en sus tejidos el agua proveniente de la lluvia, nieve, granizo, etc. y facilitan que el agua se infiltre en el subsuelo, de modo que los acuíferos pueden recargarse. También reducen la erosión de los suelos así como el riesgo de inundaciones y desastres naturales.
- Mejoran la textura del suelo gracias a las raíces, la fauna y la microfauna que habita en el suelo, y los aportes de materia orgánica provenientes de la vegetación mejoran la composición química.
- Los árboles y plantas del bosque absorben CO₂ y generan O₂. Los bosques actúan como reservorios de carbono.
- Una enorme diversidad de especies vegetales y animales habitan en los bosques. Aproximadamente, un 80% de la biodiversidad mundial es albergada por este tipo de ecosistemas.

1.2. LOS BOSQUES DE NAVARRA

1.2.1. Tipos de bosques y especies arbóreas

Los fuertes contrastes altitudinales, la diversidad de rocas y suelos y la variedad de bioclimas que hay en Navarra, han hecho que exista una gran diversidad de tipos de bosque, ya que se pueden encontrar casi todos las regiones biogeográficas que existen en la Península Ibérica, y también gran parte de las europeas. En total, en Navarra se reconocen 36 tipos básicos de bosques autóctonos agrupados en 3 grandes grupos: bosques pirenaicos, bosques cántabro-alpinos y bosques mediterráneos (Pardo y Velasco, 2006).

Las especies arbóreas más comunes, son, por orden de superficie forestal (tabla 1.1): el haya (*Fagus sylvatica* L.), el pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.), el pino salgareño (*Pinus nigra* A.), roble común (*Quercus robur* L.), roble albar (*Quercus petraea* L.), la encina (*Quercus ilex* L.) y el pino carrasco (*Pinus halepensis* M.).

Tabla 1.1. Superficie ocupada por las diferentes especies arbóreas en Navarra. Fuente: Tercer Inventario Forestal Nacional (2006).

Espece arbórea	Superficie (ha)	%
<i>Fagus sylvatica</i>	121.634	36,3
<i>Pinus sylvestris</i>	67.410	20,1
<i>Pinus nigra</i>	28.231	8,4
<i>Quercus robur</i> / <i>Q. petraea</i>	10	2,9
<i>Quercus ilex</i>	32.852	9,8
<i>Pinus halepensis</i>	18.001	5,6
Mezclas, otras coníferas y otras frondosas	42.926	12,8
Coníferas alóctonas de crecimiento rápido y <i>Q. rubra</i>	13.764	4,1
Total	334.539	100

1.2.2. Evolución reciente del paisaje forestal

Los cambios ocurridos en la estructura económica de la Comunidad Foral de Navarra durante las últimas décadas han permitido cierta expansión de los bosques.

Algunas de las tierras antiguamente cultivadas han sido abandonadas, lo que ha permitido que algunos de esos terrenos vuelvan a ser colonizados por la vegetación silvestre.

Otras de las causas de la expansión ha sido la sustitución de la madera por otras fuentes de energía. La Administración Forestal ha conseguido también impulsar las repoblaciones y ha puesto en marcha planes de recuperación de zonas deforestadas con el fin de reducir los problemas de erosión.

El tercer Inventario Forestal Nacional, realizado durante el año 2006, indica que el monte arbolado ocupa un total de 458.944 ha es decir, un 44,2% de la extensión de Navarra. Esto significa un incremento total de 161.980 ha respecto a 1971, año en el que se realizó el primer Inventario Forestal Nacional (figura 1.1.).

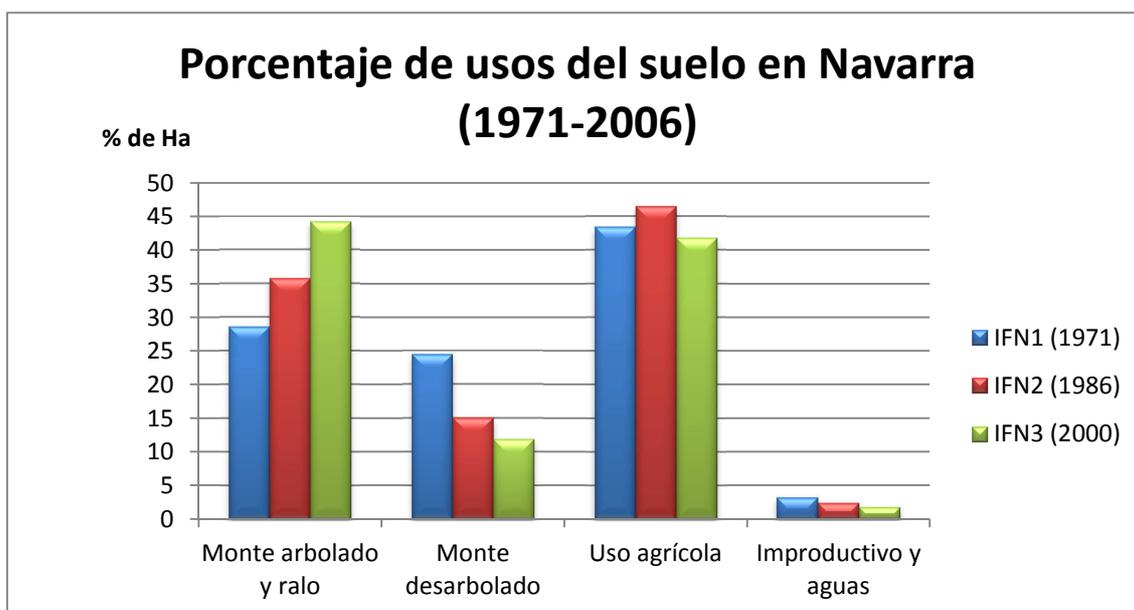


Figura 1.1. Cambios en el uso del suelo en Navarra entre 1971 y 2006. Fuente: Primer Inventario Forestal Nacional, Segundo Inventario Forestal Nacional, Tercer Inventario Forestal Nacional (2006).

El incremento de superficie arbolada, a diferencia de lo que ha ocurrido en otras regiones españolas en donde las coníferas se han expandido a expensas de las frondosas, en Navarra se ha producido tanto en unas como en otras. El haya, la especie más representativa del espacio forestal de Navarra, que se desarrolla principalmente en zonas de montaña, aumentó su extensión hasta 1986 pero luego se vio reducida su extensión hasta la actualidad, al igual que ocurrió con los robles común y albar. El hecho de que las frondosas no hayan disminuido en área se debe principalmente al aumento de las encinas.

En cuanto a las coníferas nativas, tanto el pino silvestre como el carrasco, han aumentado su superficie debido a su calidad como especies colonizadoras y su empleo en repoblaciones. El pino silvestre, principal árbol de las parcelas utilizadas en este trabajo (ver Material y Métodos), ocupa aproximadamente el 20% del monte arbolado. Forma masas homogéneas en el noroeste de Navarra y ocupa claros ocasionales entre los hayedos y robledales pirenaicos y prepirenaicos.

1.2.3. Las nuevas demandas sobre los bosques y montes navarros

Aunque la función productiva de los bosques para la obtención de madera y leña es una parte importante del sector económico en las zonas forestales, se han añadido nuevas demandas que tienen que ver con la optimización de todas las funciones de los bosques. Los bienes económico-sociales, representados en el pasado por la madera y la leña, adquieren una nueva dimensión. Son vitales para generar rentas y puestos de trabajo que fijen la población del medio rural. Sin embargo, la demanda en la industria y el mercado exige maderas de calidad, que hoy, por falta de la puesta en marcha de una silvicultura adecuada, apenas se encuentran en los bosques navarros.

Además, cada vez se valoran más los aspectos ecológicos, tanto biológicos como ambientales, de los bosques y montes. Son parte de una nueva conciencia social que valora el patrimonio ecológico y exige una necesidad de conservarlo para que las generaciones futuras puedan disfrutarlo.

A medida que las ciudades crecen y el medio rural se despuebla, es cada vez mayor la cantidad de ciudadanos que visita los bosques como lugar de esparcimiento. Por eso, durante los últimos años, el uso paisajístico-recreativo ha crecido de manera importante. Esto se traduce no solo como en bienes de uso público (los bosques como proveedores de lugares de esparcimiento, como ofertas de áreas recreativas forestales y como ofertas de entorno rural), sino que también se incluye bienes públicos que carecen de actividad extractiva de bienes de consumo como el paisaje.

Otros bienes materiales que producen los bosques y cuyo aprovechamiento no estaba regulado, adquieren cada vez más interés por parte del mercado. Las setas, los hongos, los frutos y en menor medida, las semillas y plantas que, junto a una nueva regulación, pueden llegar a generar en algunos montes rentas complementarias a la madera. Por otro lado, una buena gestión de la caza podría llegar a ser la principal fuente de ingresos en aquellos montes en los que, por sus características, el valor de la madera es escaso.

1.3. EL PINO SILVESTRE (*Pinus sylvestris* L.)

El pino silvestre (*Pinus sylvestris*) es la especie forestal con más presencia en los Pirineos centrales españoles y gran parte de los orientales. En Navarra, es la segunda masa forestal que ocupa más superficie tras el haya (*Fagus sylvatica*), y compone gran parte del paisaje forestal al este del río Ultzama.

1.3.1. Localización

a) Localización mundial

Es el pino de mayor área natural en el mundo y el árbol de área más extensa en Europa. También es el pino de mayor difusión artificial en Europa y Asia. En Europa se extiende desde el Norte en Escandinavia hasta la zona meridional española en Sierra Nevada y las montañas del Cáucaso en Irán. En sentido Oeste-Este también tiene una gran amplitud: desde Escocia y los montes de Palencia y León en España, hasta las zonas más orientales de China y Rusia. Las masas más grandes se encuentran en Siberia, Polonia y Alemania.

b) Localización en España

En España hay tres núcleos principales de distribución: los Pirineos, el Sistema Ibérico y el Sistema Central. También se encuentran ejemplares en los montes vasco-cantábricos, los palentino-leoneses y en las sierras orientales de Andalucía. En total, ocupa cerca de un millón de hectáreas, de las cuales 650.000 son naturales, mientras que el resto,

un 35%, son de origen artificial. Una tercera parte corresponde a formaciones mixtas donde se mezcla con otras especies.

La mitad de la extensión de pino albar en España se encuentra en los Pirineos, siendo Huesca y Lleida las comunidades con más ejemplares debido a la continentalidad climática. Forman un cinturón de vegetación en la zona montana (1.200-1.600 m), limitado inferiormente por robledales y pinares de pino negral (*Pinus nigra* subsp. *Salzmannii*) y por pinares de pino negro (*Pinus uncinata*) por arriba. Este es el segmento altitudinal propio del haya y del abeto, especies con las que el pino silvestre entabla competencia, saliendo beneficiado en las solanas (hasta 1.700 m) y en zonas de umbría en las que la humedad no es suficiente para las otras especies, ya que son más exigentes. Fuera de este cinturón pueden descender a cotas inferiores, en zonas propias del dominio de los robledales.

Se han diferenciado muchas razas geográficas y variedades adaptadas a condiciones locales, con más de 150 variedades descritas de la especie. En la Península Ibérica se encuentran cinco de estas razas, entre ellas la var. *Pyrenaica*, propia de los Pirineos centrales y occidentales.

c) Localización en Navarra

El pino silvestre es el principal árbol de la zona nororiental de Navarra (figura 1.2), dominando en los valles de Roncal y Salazar. Se extiende por el Oeste hasta el municipio de Ezcarbarte y su límite en el sur se encuentra en el municipio de Leoz. Se pueden encontrar pinos silvestres procedentes de repoblaciones en otras áreas de Navarra.

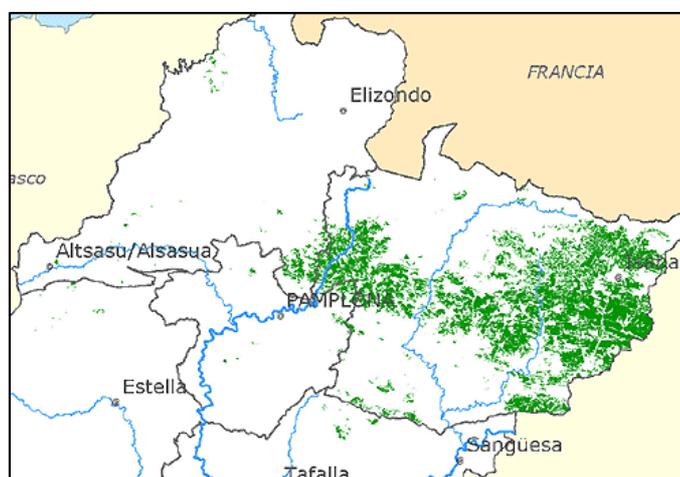


Figura 1.2. Distribución de *Pinus sylvestris* en Navarra.

Ocupa tanto el área de distribución que pertenece a la serie de vegetación típica de estos pinares, así como zonas del roble pubescente y otras de mayor altura, típicas del haya. Invade con facilidad pastos poco frecuentados por el ganado y cultivos abandonados.

Los pinares albares navarros se sitúan en una zona de clima continental. Los límites meridionales coinciden con una zona de transición a clima submediterráneo, mientras que al norte limita con zonas muy húmedas. Se sitúa en las umbrías, a excepción de las zonas cercanas al Pirineo, que, en contacto con hayas y abetos, ocupan las solanas

debido a sus menor exigencia hídrica. Las laderas norte albergan pinares más frondosos y de mayor porte que las que están orientadas al sur.

En Salazar y Roncal el pino albar ocupa cualquier exposición y forma densas masas en umbrías medias y altas. En estas condiciones, los fondos de los valles son dominio del abeto y las solanas del quejigo y la carrasca. Puede descender hasta los 500 m, si bien los mejores bosques se hallan en cotas entre 800 y 1600 m.

1.3.2. Características botánicas

Es un árbol de tronco recto y bien desarrollado cuando crece en condiciones ambientales adecuadas, pudiendo alcanzar alturas de entre 30 y 40 m. Si forma masas de cierta densidad, la ramificación se limita al tercio superior del árbol.

El porte del árbol cambia según la edad. Cuando es joven tiene una forma cónico-piramidal, mientras que los árboles más antiguos pueden ser bastante asimétricos, con diversas siluetas. Condiciones ambientales tales como viento y pendiente también pueden determinar la forma y el crecimiento.

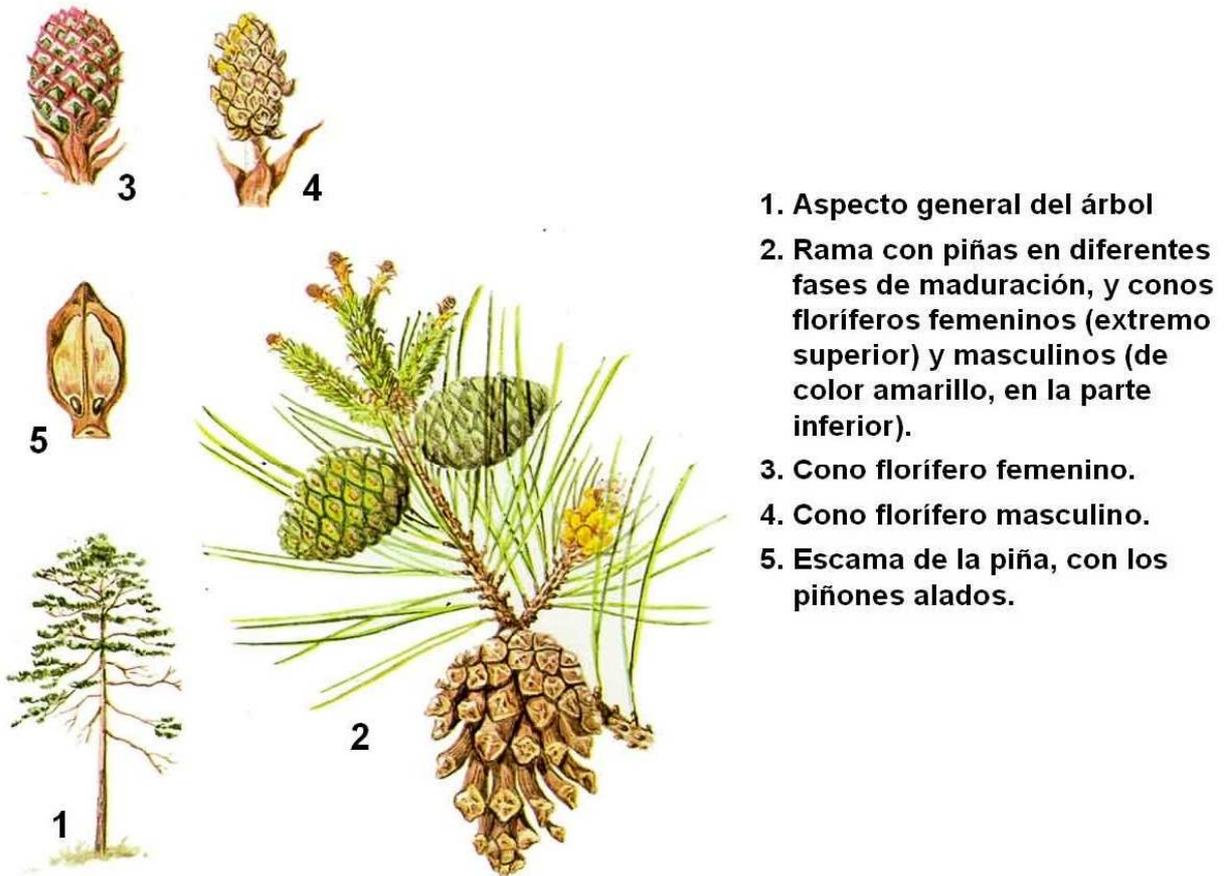
El sistema radical es muy potente, ya que este árbol se puede anclar en terrenos muy diversos y soporta todo tipo de inclemencias, incluidos vientos muy fuertes.

Las hojas aciculares de *Pinus sylvestris*, de un color verde glauco, son cortas (3-6 cm), delgadas, rígidas y punzantes. Las flores masculinas son amarillentas y se agrupan en espiguitas densas que liberan gran cantidad de polen, diseminado por el viento. Los conos floríferos femeninos no se transforman en piñas hasta el año siguiente a su aparición. Florecen en primavera. Las piñas son pequeñas (3-5 cm) y tienen escamas leñosas con apófisis poco saliente y aplanada (figura 1.3).

Uno de los rasgos característicos de este pinar es su corteza. Su color, que en la parte inferior es gris-verdoso, adquiere tonalidades asalmonadas en la parte superior del fuste y las partes basales de las ramas (figura 1.4). Esto se debe a un proceso de descamación que sufre la corteza. Es una especie heliófila y elimina sus ramas poco iluminadas al crecer en espesura. Por ello, en bosques densos con árboles altos, las zonas bajas aparecen desnudas.

El crecimiento en altura puede ser variable, por ejemplo, en lugares buenos el fuste puede alcanzar 30 m a los 120 años, mientras que en otros sitios no pasa de los 20 m a la misma edad. En general, el crecimiento en altura disminuye hacia los 40 años y cesa entre los 100 y 120 años. Se podría definir el crecimiento volumétrico entre 1,5 y 5 m³/ha, siendo lo normal en España 3 m³/ha (Vignote, 2002).

El pino silvestre se regenera por semilla y germina en cualquier tipo de terreno, aunque necesita mucha luz para desarrollarse. Tiene una longevidad media, viviendo de media entre 300 y 350 años, si bien hay individuos que pueden alcanzar más de 500 años.



1. Aspecto general del árbol
2. Rama con piñas en diferentes fases de maduración, y conos floríferos femeninos (extremo superior) y masculinos (de color amarillo, en la parte inferior).
3. Cono florífero femenino.
4. Cono florífero masculino.
5. Escama de la piña, con los piñones alados.

Figura 1.3. Detalle del aspecto general, las piñas y los conos floríferos de *Pinus Sylvestris*. Fuente: <http://www.euita.upv.es/varios/biologia/Pináceas.htm>

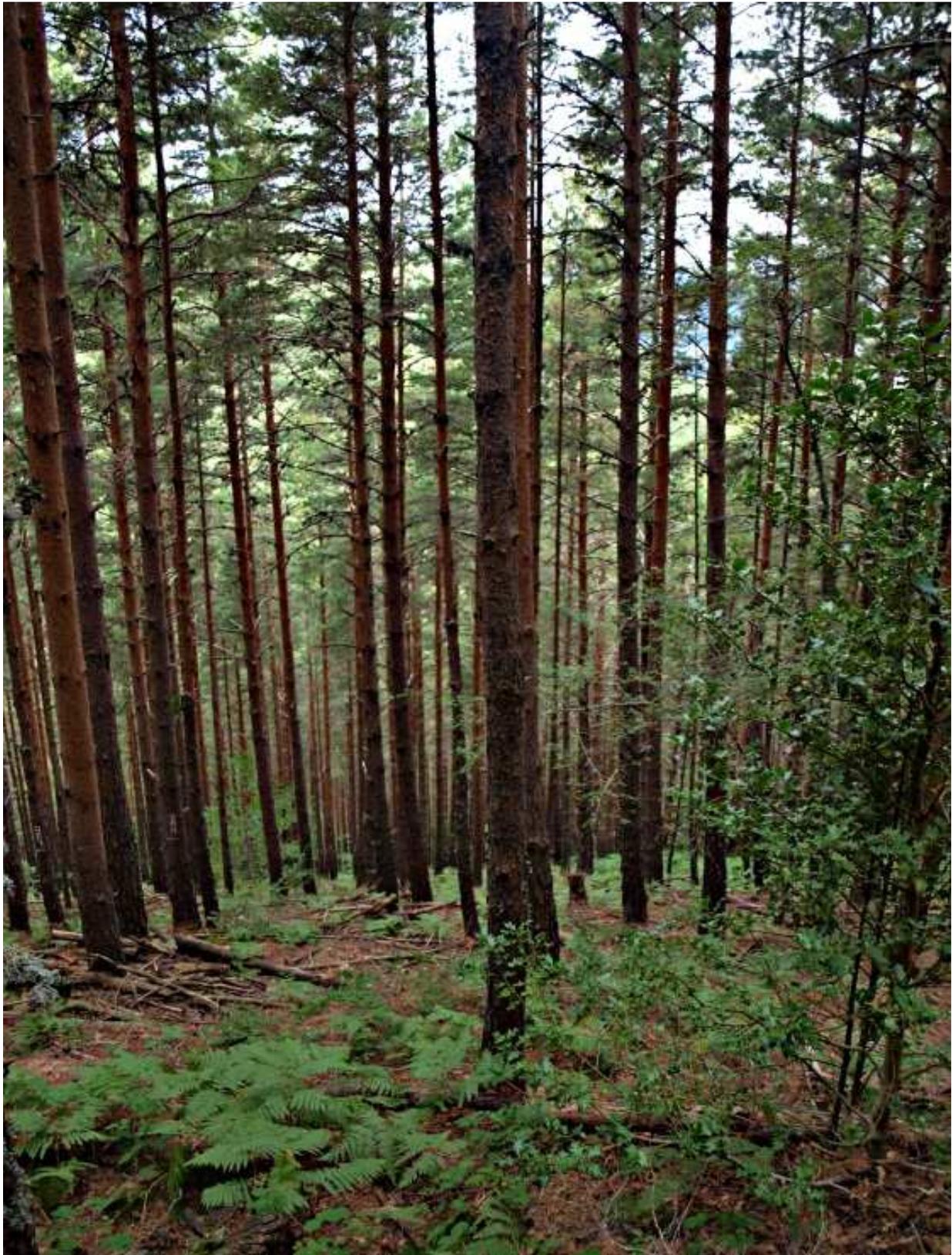


Figura 1.4. Fotografía del bosque de Garde en las parcelas de investigación, donde se aprecia el cambio de color de la corteza. Fuente: elaboración propia.

1.3.3. Ecología

El pino silvestre es un árbol que se extiende sobre una amplia región geográfica y que ocupa diversos tipos de hábitats. Así mismo, tiene una gran amplitud ecológica.

Se desarrolla mejor y de manera más extensa sobre estratos ácidos, aunque lo puede hacer sobre cualquier tipo. Lo mismo ocurre con los suelos, ya que puede crecer sin problemas en diversos tipos de suelo. El bioclima característico del pino silvestre es de tipo húmedo frío, muy frío y extremadamente frío continental. Es una especie de requerimientos frescos y que resiste a la continentalidad, ya que puede soportar grandes oscilaciones térmicas a lo largo de las estaciones. Requiere climas luminosos y soleados y soporta bien los periodos de heladas y vientos fuertes.

En cuanto a las precipitaciones, se sitúan en zonas con precipitaciones por encima de los 600 mm, aunque los mínimos estivales pueden llegar a tan solo 200 mm en algunas zonas. Esto le confiere un comportamiento xerofítico, pudiendo crecer en solanas secas y soleadas.

1.3.4. Estructura, fisionomía y composición florística

En situaciones ambientales óptimas, presenta una estructura pluriestratificada y un aspecto denso. El óptimo está constituido por poblaciones cerradas de pinar musgoso sobre suelos profundos y húmedos. El estrato arbóreo está dominado por *Pinus sylvestris*, el cual puede alcanzar 30 m de altura con fustes rectos y copas regulares, y acompañado de otras especies arbóreas como pino negro (*Pinus uncinata*), abeto blanco (*Abies alba*), haya (*Fagus sylvatica*), álamo temblón (*Populus tremula*) o abedul común (*Betula pendula*).

El sotobosque de estos pinares húmedos tiene un estrato arbustivo cuyo desarrollo depende de la densidad de árboles, aunque aun siendo ésta grande, puede estar formado por diversas matas y arbustos, entre los que destaca el boj (*Buxus sempervirens*). Esto se debe a que las acículas son menos densas que en otras coníferas y siempre existe algo de luminosidad en el bosque. Por ejemplo, el avellano (*Corylus avellana*) también puede desarrollarse sin problemas así como madreselvas (*Lonicera xylosteum*), diversas especies del género *Rosa* y el enebro (*Juniperus communis* subsp. *Hemisphaerica*).

El estrato herbáceo, en los lugares más frescos y húmedos, puede llegar a cubrir toda la superficie del bosque, debido a la presencia de musgos. Estos musgos tienen alta capacidad de retención de agua, lo que permite al pino resistir mejor los periodos de sequía. Otras plantas que se pueden encontrar en el sotobosque son aquellas capaces de soportar sombra y medios con pocos nutrientes, tales como *Deschampsia flexuosa*, *Veronica officinalis*, *Fragaria vesca*, *Oxalis acetosella*, *Galium vernum*, *Anemone hepática*, *Primula vulgaris*, *Lilium martagon* y *Pyrola*. También pueden aparecer diversos tipos de helechos, siendo *Pteridium aquilinum* probablemente el más común. Cuando aparecen claros en el bosque, el estrato herbáceo se enriquece de especies de mayor tamaño como *Atropa Belladonna*, *Digitalis purpurea*, *Digitalis lutea*, *Rubus idaeus*, etc.

Este tipo de pinar se localiza en los valles pirenaicos cuando la humedad no es suficiente para el desarrollo de hayas y abetos. Sin embargo, a medida que las condiciones de xericidad aumentan, la composición florística de los pinares cambia y su estructura se

hace más abierta. Es aquí cuando desaparecen las especies más umbrófilas y son sustituidas por otras más típicas de quejigares y robledales. Entre los arbustos, a parte del boj, se encuentran *Genista florida*, *Coronilla emerus*, *Cytisus sessilifolius*, *Ligustrum vulgare*, *Cytisus scoparius*, *Prunus spinosa* y *Juniperus communis*. En el estrato herbáceo ocurre lo mismo que en el arbustivo, aparecen especies de lugares más secos como *Ononis natrix*, *Lavandula angustifolia* subsp. *Pirenaica*, *Prunella grandiflora*, etc.

1.3.5. Tipos de pinar de pino silvestre eurosiberianos

Se pueden diferenciar tres tipos principales de pinares de pino silvestre (Blanco, 1997):

- a) Pinares mesófilos
- b) Pinares xerófilos
- c) Pinares submediterráneos

a) Pinares mesófilos

Son aquellos que se encuentran en las zonas más húmedas, compartiendo el mismo tramo altitudinal de hayedos y abetales. Es menos exigente en cuanto a humedad que estos últimos, por lo que aparece en los valles más secos y las solanas.

Ocupan una buena extensión entre los 1.000 y 1.700 m y el bosque maduro se compone de árboles altos y de buena presencia, con troncos rectos y copas regulares. El sotobosque está dominado por el musgo.

Este tipo de pinar se puede encontrar en Lleida, en el Pirineo central y parte del oriental navarro como el valle de Roncal.

En cuanto al sustrato, se pueden diferenciar dos variantes de pinar mesófilo:

- Facies calcícolas: en el estrato arbóreo puede haber fresnos, hayas o quejigos. Se pueden encontrar diversos arbustos y matas y el estrato herbáceo se caracteriza por un conjunto florístico común a los abetales y hayedos más secos.
- Sustratos ácidos: el pinar aparece acompañado en ocasiones de abetos, o bien de hayas y robles. En zonas muy aclaradas sobre suelos pobres y húmedos pueden aparecer poblaciones de abedul y álamo temblón que colonizan los claros del pinar. El estrato arbustivo es similar al de los suelos calcícolas, aunque también aparecen avellanos, enebros y madreselvas. El estrato herbáceo en este tipo de pinar es el más importante.

b) Pinares xerófilos

Se encuentran en las solanas y zonas venteadas, principalmente en la parte superior del piso montano, contactando con los pinares subalpinos de pino negro de la vertiente meridional, desde Cerdanya hasta Aragón. En el sotobosque no hay especies propias de hayedos y abetales, y prácticamente es imposible encontrar musgos.

La localización geográfica, junto con el sustrato, al igual que ocurre en los pinares anteriores, influye en la composición florística del bosque:

- **Variante oriental:** en comparación con los pinares mesófilos, son menos densos y los árboles menos esbeltos. El porte en muchas ocasiones es tortuoso. Otras especies que se pueden encontrar en el estrato arbóreo son los abedules, abetos y robles albares. Los matorrales más característicos son el piorno, el enebro común, el boj o la gayuba. El estrato herbáceo es pobre y está compuesto principalmente por *Deschampsia flexuosa*.
- **Variante central:** se desarrollan sobre calizas en las zonas más secas de las solanas y crestas venteadas. Los árboles no alcanzan mucha altura y tienen un porte muy tortuoso. Entre los matorrales más comunes están el boj, el enebro y el erizón. El estrato herbáceo se compone de plantas mediterráneas, propias de terrenos calizos y xerófilas, adaptadas a medios secos y ventosos.

c) Pinares mediterráneos

Son aquellos pinares localizados fuera del piso montano, en cotas más bajas donde el pino forma parte de otros bosques. Se extiende desde Cataluña hasta Navarra, mezclándose con quejigos (*Quercus faginea* y *Quercus humilis*) y pinos (*Pinus nigra*). En lugares con suelos pobres donde los quejigos tienen dificultades para desarrollarse puede formar bosques casi puros. La acción humana también favorece la extensión del pino a expensas de otros árboles.

Este pinar se desarrolla casi siempre sobre calizas, calizas margosas o esquistos. La flora es parecida a la de los bosques de quejigos y pinares de *Pinus nigra*. Los que se encuentran a mayor altitud presentan algunas de las especies típicas del bosque montano.

1.3.6. Aprovechamiento del pino silvestre

La madera de este árbol es compacta y resinosa. El duramen es amplio y de color rojo intenso, mientras que la albura es blanco amarillenta. Dentro de los pinos de la península, es el que presenta mayor calidad de la madera, debido a la limpieza y rectitud de los fustes. La buena poda natural de esta especie, hace que su madera esté frecuentemente limpia de nudos (Montoya y Mesón, 2004).

Entre sus aplicaciones en la industria están las áreas de carpintería, construcción, ebanistería y serrería. Dentro de las pináceas, su leña es la más estimada como combustible. También se usa mucho en la restauración hidrológica-forestal. En los últimos años se ha extendido su uso como fuente de energía, tanto por la quema como leña como por medio de pellets o viruta, tanto a nivel doméstico como industrial.

1.4. LA SILVICULTURA

1.4.1. Definición

En la literatura se pueden encontrar diferentes definiciones de silvicultura: el arte de producir y cuidar un bosque; la aplicación de conocimientos silvícolas en la gestión del

bosque; o la teoría y práctica de controlar el establecimiento, composición, estructura y crecimiento del bosque. Ya que en la silvicultura práctica se aplica la ecología forestal, también es parte de la tecnología biológica que se encarga de la gestión de ecosistemas (Smith et al., 1997).

Una definición que recoge los conceptos anteriores podría decir que la silvicultura es la ciencia que trata del cultivo de los bosques, es decir, el conjunto de técnicas que se aplican a las masas forestales para obtener de ellas una producción continuada y sostenible de bienes y servicios que la sociedad demanda.

Al conjunto de técnicas se les llama tratamientos silvícolas y tienen como objetivo garantizar la persistencia en el tiempo de la masa forestal y la mejora de la calidad de ésta. El técnico forestal tiene como obligación analizar los diferentes factores naturales y sociales que afectan a la masa forestal, para después elaborar y conducir el tratamiento más apropiado para gestionarlo de la mejor manera.

La silvicultura está diseñada para crear y mantener el tipo de bosque que mejor satisface los objetivos del propietario. La producción de madera, a pesar de que es el objetivo más común, no es el único o necesariamente el más importante. Es un error para los forestales asumir que la producción de madera es, o debería ser el único objetivo de la silvicultura. Frecuentemente, beneficios tales como el agua, la fauna salvaje, los pastos, la caza, la recreación o la estética son más importantes (Smith et al., 1997). Es esencial no dañar la productividad del lugar y preservar la integridad ecológica del bosque para que no desaparezca en un futuro.

1.4.2. Rotaciones o turnos

Las diferentes actividades forestales afectan el ciclo de nutrientes de los ecosistemas explotados, pudiendo aumentar la pérdida de nutrientes y la fertilidad. Si la tala y extracción de árboles ocurren más rápidamente que la recuperación de los nutrientes perdidos y no se fertiliza el suelo, el ecosistema sufrirá una pérdida neta de nutrientes (Castillo et al., 2003).

Las entradas naturales del ciclo externo de nutrientes pueden garantizar la recuperación de la pérdida de nutrientes si la extracción de madera del bosque se realiza durante intervalos poco frecuentes y en rotaciones largas, ya que la proporción de nutrientes sustraída es pequeña. Por el contrario, explotaciones en las que se realizan claras intermedias durante periodos de tiempo cortos, es decir, en donde se lleva a cabo un manejo intensivo, pueden traducirse en una pérdida neta de nutrientes del ecosistema a largo plazo.

El periodo entre cortas dentro de un sistema forestal se llama rotación (o turno) y existen varios tipos, según el objetivo que persiguen:

- **Rotación técnica:** periodo entre cortas necesario para producir un tamaño de tronco requerido.
- **Rotación de volumen máximo:** periodo en el cual se maximiza el incremento anual medio del volumen de fuste.

- Rotación económica: periodo de tiempo en el que el retorno anual de capital se maximiza.
- Rotación ecológica: periodo mínimo entre cortas para que el ecosistema se recupere.

A la hora de llevar a cabo una explotación mediante gestión sostenible, se debe tener en cuenta el periodo de rotación ecológica. Así se garantiza que la explotación se pueda mantener a largo plazo (Kimmins, 2004). Pero esta rotación no sólo es válida para este tipo de explotación sino que también lo es para explotaciones cuyo objetivo es la producción comercial o para aquellas en las que se busca mejorar la calidad de la madera, como es el caso de la práctica de las claras.

1.4.3. Las claras

Las claras son cortas hechas en masas inmaduras con el fin de estimular el crecimiento de los árboles que quedan y de aumentar la producción de material utilizable (Hawley y Smith, 1982). En definitiva, lo que se busca es reducir la densidad de árboles y la competencia. Las claras se hacen sobre pies del tamaño de los latizales medios o mayores, es decir, árboles a partir de 10 cm de diámetro a 1,30 metros del suelo. La respuesta de los árboles a las claras dependerá de varios factores, tales como la especie, edad, clase de copa y localización del árbol.

La reducción del número de árboles y por tanto la reducción de la competencia, proporciona mayor disponibilidad de agua, luz y nutrientes para los árboles que quedan en pie. Generalmente y como consecuencia de estos cambios, los árboles aumentan su diámetro más rápidamente, producen más frutos y semillas y muestran mayor resistencia al ataque de plagas. También tienen mayor concentración de N y P en las hojas, exhiben un aumento o disminución del área foliar y tienen mayores tasas de fotosíntesis (Castillo et al., 2003).

Existen métodos diferentes de claras que se han desarrollado con el fin de determinar los pies que se eliminarán y aquellos que hay que favorecer. Se aplica uno u otro en función de los objetivos propuestos para el plan de manejo concreto. Los tipos de clara son los siguientes:

- Clara alemana o clara baja (figura 1.5): afectan preferentemente a pies del estrato dominado, muertos y ahogados.
- Clara francesa o clara alta: se extraen principalmente árboles del estrato dominante y algunos codominantes.
- Clara danesa o clara mixta: son intermedias entre las dos anteriores, ya que se cortan los dominados y ahogados, pero también dominantes y codominantes que presenten defectos como torcidos, ahorquillados, etc.
- Clara sistemática: se cortan los árboles según un criterio fijado previamente.

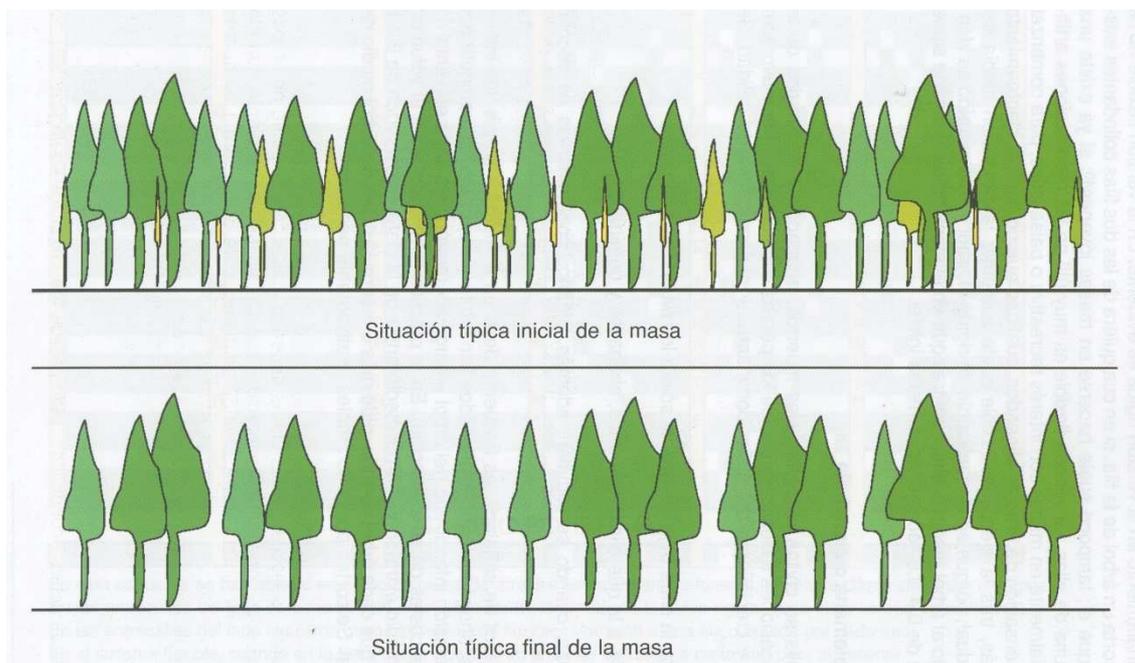


Figura 1.5. Clara baja o alemana. Imagen extraída de Montoya y Mesón (2004).

Como se menciona con más detalle en la sección de material y métodos, en este proyecto, la clara llevada a cabo fue la clara baja. Este tipo de clara es la más antigua de todas y se basa en cortar los pies de una clase de copa antes de eliminar los de una clase superior, excepto pies ahogados. Estos últimos, se dejan morir en muchas ocasiones si no son comerciables. Por tanto, se eliminan los pies dominados, muertos y ahogados y si el tratamiento es más severo, se cortan también árboles con clases de copa más alta hasta alcanzar la intensidad de clara deseada. Según la severidad de las claras bajas, se distinguen 3 tipos:

- **Ligera:** la clara baja afecta tan solo a pies muertos y ahogados.
- **Media:** se eliminan los árboles muertos, ahogados y dominados.
- **Intensa:** aparte de afectar a los árboles anteriores, también se eliminan algunos codominantes de escasa calidad.

1.5. SOSTENIBILIDAD DE LA EXPLOTACIÓN DE LOS BOSQUES

Durante miles de años, los seres humanos han practicado actividades forestales con el objetivo de obtener un suministro continuado de madera y otros productos procedentes del bosque. Aunque la actividad forestal no comenzó a ser reconocida como ciencia y profesión hasta los últimos 300 años, con el nacimiento de la silvicultura, la mayoría de sociedades llevaron a cabo diferentes métodos para asignar los recursos forestales.

Durante muchos siglos, se llevó a cabo una explotación puramente extractiva de los bosques, ya que este recurso parecía ilimitado. Sin embargo, poco a poco los bosques, fueron reduciéndose. En el siglo XVII, en muchas de las zonas pobladas de Francia y Alemania, los bosques eran tan escasos que se empezó a considerar que éstos debían ser conservados y repoblados. La intervención humana fue necesaria para garantizar que las

generaciones de aquel entonces no utilizaran toda la madera y que siguiera habiendo madera suficiente para el futuro (FAO, 2012). Así pues, se empezaron a plantar árboles al mismo tiempo que se talaban. Además, en esa época se desarrollaron los barcos veleros y los imperios y colonias, lo que obligó a la marina de los países europeos a asegurarse los árboles más rectos y altos para hacer los mástiles de los barcos. Estas medidas marcaron el inicio de la actividad forestal científica moderna.

Los bosques están sometidos a diferentes perturbaciones, tanto de origen natural como pueden ser el viento, las inundaciones, el fuego o el consumo por parte de los herbívoros; como de origen humano. Dada la escala actual de las operaciones silvícolas, el uso de los bosques por parte del hombre se puede considerar como la más importante. Debido a que en muchos lugares la explotación de los bosques es esencial para el mantenimiento de la economía, hay que asegurarse que la explotación sea sostenible, es decir, que el uso de los bosques por parte del hombre no ponga en peligro la existencia de éstos (Castillo et al., 2003). La gestión sostenible de los ecosistemas forestales intenta compaginar la explotación forestal con el mantenimiento de la biodiversidad y la función del ecosistema.

A lo largo del siglo XX, muchos países fueron reconociendo que los bosques no solo debían ser gestionados con el fin de producir madera, si no que se debían tener en cuenta la sostenibilidad del ecosistema forestal. Este concepto empezó a adquirir más importancia al final de la década de 1980 y al principio de 1990 con el informe Brundtland (1987) y la Conferencia de Medio Ambiente y Desarrollo de Río de Janeiro en 1992 (Martín y Díez, 2012). Poco a poco, fueron entrando en vigor leyes que estipulaban los usos múltiples de los bosques y su protección, teniendo en cuenta el agua, la flora y la fauna.

Así pues, la gestión forestal sostenible puede definirse como *la Administración y uso de los bosques de manera y en tal medida que mantengan su biodiversidad, productividad, capacidad de regeneración, vitalidad y su potencial de cumplir, ahora y en el futuro, funciones ecológicas, económicas y sociales relevantes, a escala local, nacional y global, sin causar daño a otros ecosistemas.* (Conferencia Ministerial de Helsinki, 1993).

1.6. PROCESOS ECOLÓGICOS EN EL BOSQUE: EL CICLO DE NUTRIENTES

La disponibilidad de los diferentes nutrientes determina en gran medida muchos de los aspectos referentes a la estructura, composición y funcionamiento de las diferentes especies que habitan en el bosque. Sin embargo, el estudio del ciclo de nutrientes en bosques es una tarea compleja, ya que, por una parte la escala temporal de vida de los bosques es muy grande, y por otra, deben recogerse y analizarse gran cantidad de datos. Las velocidades de los diferentes procesos varían de un ecosistema forestal a otro, y dentro del mismo ecosistema, varían espacial y temporalmente. (Imbert et al., 2004).

El ciclo de nutrientes en un ecosistema forestal consta tanto de la entrada y salida de nutrientes al ecosistema, conocida como ciclo externo de nutrientes; y del flujo de nutrientes entre la planta y el suelo o ciclo interno (figura 1.6). En ecosistemas naturales o seminaturales, las entradas y salidas de los nutrientes son una pequeña fracción de la

cantidad de nutrientes que circula internamente, produciendo sistemas relativamente cerrados, con ciclos de nutrientes conservadores (Chapin et al., 2002).

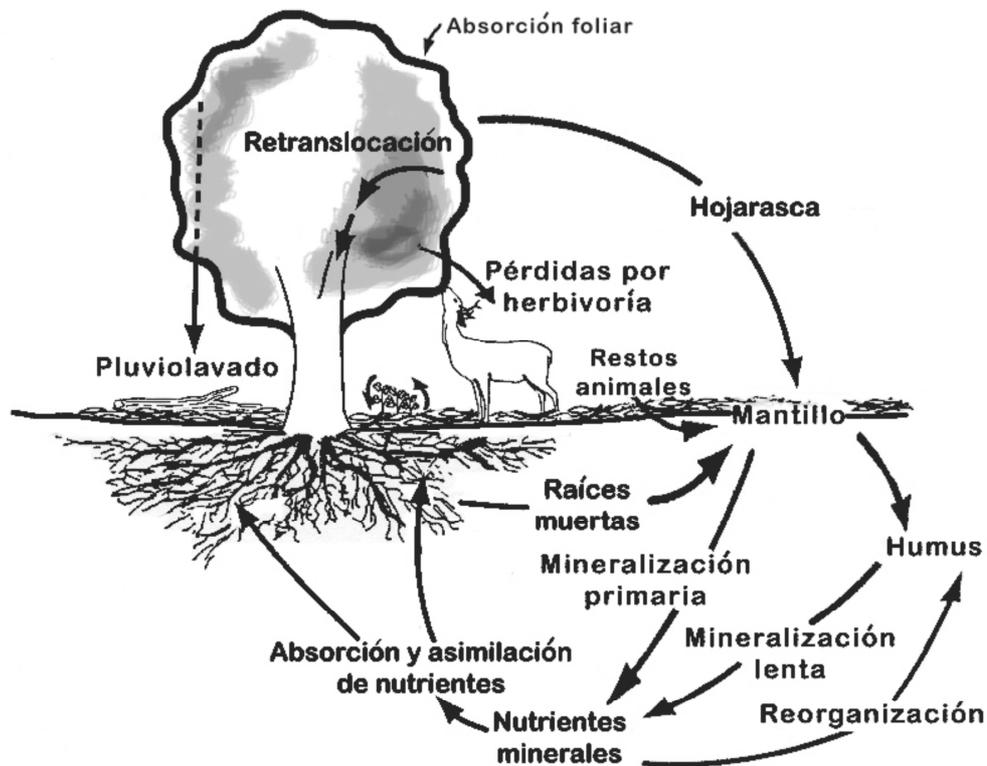


Figura 1.6. Esquema del ciclo interno de nutrientes (Imbert et al., 2004).

1.6.1. Ciclo externo de nutrientes

El ciclo externo de nutrientes, como se ha comentado anteriormente, engloba tanto la entrada como la salida de nutrientes del ecosistema.

a) Entrada de nutrientes

La entrada de nutrientes se puede producir mediante diferentes procesos:

- **Meteorización de la roca madre:** es el proceso mediante el cual la roca madre o los minerales primarios o secundarios presentes en el suelo son descompuestos por agentes físicos (variaciones de temperatura, presencia de sal, etc.), agentes químicos o por agentes biológicos.
- **Fijación biológica de nitrógeno:** consiste en la reducción de nitrógeno atmosférico a ion amonio. Esta transformación es realizada por algunas algas y bacterias, tanto libres como en simbiosis con las plantas. Las tasas anuales de fijación pueden ser muy variables entre diferentes bosques.
- **Aportes atmosféricos:** pueden ser depositados por la lluvia, nieve y nieblas o bien por partículas y aerosoles. Los aportes dependen del clima, el microclima, y la distancia al mar, a áreas de erosión eólica y a zonas industriales.

- Transferencias por biota: las heces y orina del ganado, los animales muertos y el transporte de material vegetal por parte de las aves son importantes en el balance de nutrientes. Estas transferencias también pueden ser salidas.

b) Salida de nutrientes

Los procesos que provocan pérdida de nutrientes en los ecosistemas se detallan a continuación:

- Lixiviación: las precipitaciones (lluvia o nieve), producen lixiviados hacia las aguas subterráneas, siendo los nitratos y el nitrógeno orgánico disueltos los que se pierden con mayor frecuencia.
- Escorrentía: el agua de escorrentía hacia los ríos también es producida por las precipitaciones, y puede llevarse materiales resultantes de la erosión causada por actividades forestales o de cenizas tras la quema de restos de corta. Principalmente se pierden nitratos y fósforo.
- Volatilización de nutrientes: se produce durante la quema de restos de corta o durante las prácticas de fertilización. El nutriente que más se volatiliza es el nitrógeno.
- Transferencias de biota: están explicadas en el apartado anterior.

1.6.2. Ciclo interno de nutrientes

Es el flujo que se produce entre las plantas y el suelo, y está compuesto por los siguientes procesos:

- Absorción radicular: es la absorción de nutrientes del suelo por medio de las raíces, la cual puede realizarse mediante gradientes de concentración, a través de movimientos pasivos de iones con el flujo del agua de la transpiración o mediante la intercepción de nutrientes por las raíces. Gran parte de las raíces de los árboles forman micorrizas mediante la simbiosis con los hongos, mejorando la eficiencia a la hora de absorber nutrientes. Los nutrientes se absorben de manera selectiva, teniendo preferencia aquellos que más limitan el crecimiento de la planta.
- Retranslocación de nutrientes: consiste en la reabsorción o transferencia de nutrientes solubles del tejido envejecido a través del floema. Puede tener lugar de las hojas a las ramas, de las raíces finas a las gruesas o del duramen a la albura. Los principales elementos retranslocados son el N, P y K. Gracias a este proceso, los árboles pueden satisfacer un buen porcentaje de sus requerimientos anuales.
- Desfronde: es el proceso de caída de hojas, ramas, cortezas, frutos, etc, procedentes, en gran medida, del dosel arbóreo. Las hojas o acículas constituyen gran parte del desfronde, con porcentajes entre el 60 y 75%. Más del 90% del nitrógeno y el fósforo absorbido por las plantas de la mayoría de los ecosistemas forestales, vienen de reciclar los nutrientes del desfronde de años anteriores (Chapin et al. 2002).
- Descomposición: es un proceso físico y químico de transformación de materia orgánica muerta procedente de la hojarasca, los animales y los microorganismos, en nutrientes inorgánicos y CO₂. Este es uno de los procesos más importantes en el

ecosistema, tanto en el ciclo global de carbono, ya que devuelve a la atmósfera el contenido en los materiales vegetales muertos o exudados por las raíces, como en los ciclos de nutrientes, al liberar y volver a poner en disposición de generar nueva producción (Terradas, 2001). La descomposición puede dividirse en tres procesos: lavado, fragmentación de materia orgánica y degradación química. (Landsberg y Gower, 1997; Waring y Running, 1998; en Imbert et al., 2004). La tasa de descomposición depende de varios factores: temperatura ambiental, humedad y oxígeno en el suelo, cantidad y calidad de la materia orgánica y presencia de invertebrados y microorganismos.

1.7. ESTRUCTURA DEL BOSQUE: EL SOTOBOSQUE

1.7.1. Concepto e importancia en la gestión forestal sostenible

El bosque es una comunidad vertical muy compleja, con plantas que varían en tamaño, desde las grandes especies que se encuentran en el dosel arbóreo hasta diminutas plantas herbáceas y briofitas. Cualquier planta que se encuentra por debajo del dosel arbóreo podría considerarse sotobosque, aunque muchos autores comúnmente restringen el término a especies del tamaño de los arbustos y otras plantas más pequeñas. Los árboles en ocasiones no son considerados parte del sotobosque, a pesar de que algunas especies de árboles son pequeñas y crecen por debajo de otros árboles. En las selvas estos árboles son muy abundantes, pero en los bosques templados no suelen serlo tanto. Todos los árboles pertenecientes al dosel arbóreo son inicialmente pequeños, y en algunos casos pasan gran parte de su ciclo vital en el sotobosque. No hay una división clara entre especies del sotobosque y del dosel arbóreo.

Las especies que habitan en el sotobosque, a pesar de que contribuyen en menor medida que las plantas del dosel arbóreo a la producción de biomasa aérea, en torno al 1-2% (Gilliam, 2007), son un componente fundamental del ecosistema forestal, tanto estructural como funcionalmente (Antos, 2009). El sotobosque contiene gran parte de la diversidad de las plantas vasculares en los bosques templados. Tiene gran importancia en el funcionamiento del ecosistema: proporcionan comida y hábitats a muchos animales y algunas especies pueden sobrevivir ante condiciones adversas que destruyen a los árboles del estrato arbóreo, de tal manera que dan un grado de continuidad a los ciclos de sucesión. Así mismo, el sotobosque tiene una gran importancia en el ciclo de nutrientes y en la interacción con los árboles más grandes de diferentes maneras (Gilliam, 2007).

Algunos sistemas de gestión forestal, como por ejemplo las talas y el pastoreo, pueden tener efectos muy negativos sobre el sotobosque, mientras que otras actividades como el aclareo y las claras forestales pueden aumentar la abundancia. Entender los requerimientos y características de las especies que forman el sotobosque es esencial en la gestión forestal y a la hora de gestionar de manera sostenible un bosque no hay que olvidarse de las plantas del sotobosque. Es importante entender cuáles son las relaciones entre el dosel arbóreo y el sotobosque, y sobre todo, como los tratamientos silvícolas afectan a estas relaciones (He y Barclay, 2000).

1.7.2. Diversidad y composición del sotobosque

Cambios en el clima, en las características del dosel arbóreo y en los microhábitats del suelo contribuyen a la variación en la diversidad y composición de las especies del sotobosque.

En los bosques templados muy pocas de las especies de plantas vasculares son árboles. La relativamente alta diversidad de especies en el sotobosque no es resultado de la gran diversidad del sotobosque en sí, si no de la baja densidad de diversidad arbórea. Además, no son especialmente diversos si se comparan con hábitats cercanos pero abiertos. Muchos prados y pastos tienen diversidad igual o más alta que los sotobosques (Antos, 2009).

Son comunes las briofitas y una gran variedad de plantas herbáceas y leñosas. Los arbustos no solo varían en tamaño, sino también en otras características como la forma o la manera de reproducirse y extenderse. La variación entre plantas herbáceas es incluso mayor.

1.7.3. Fitofenología

La fecha de crecimiento en el sotobosque está fuertemente relacionada con las características del dosel arbóreo. En los bosques de hoja caduca, antes de que las hojas broten durante la primavera, hay un periodo en el que llega gran cantidad de luz al sotobosque. Por ello, muchas de las plantas herbáceas son efímeras de primavera; producen hojas muy temprano, tienen altas tasas fotosintéticas y no es poco frecuente que pasen a un estado latente en verano. Las hojas de estas especies tienen una duración de vida muy corta y un breve periodo de crecimiento, pero no son muy tolerantes a la sombra. Otras especies mantienen las hojas durante verano pero son más tolerantes a la sombra y son menos eficientes en relación al uso de la luz.

En cambio, en bosques de coníferas, las plantas del sotobosque no pueden aprovecharse del rápido crecimiento y pérdida de las hojas, como ocurre en los bosques de caducifolios. Muchas de las plantas son también perennes o al menos tienen hojas funcionales durante los meses templados.

Estas dos formas tan diferentes de obtener energía (de forma rápida e intensa durante un periodo de tiempo muy breve pero favorable, frente a una forma más lenta y persistente en condiciones ambientales menos favorables), pueden ser en gran medida las responsables de la diferencia de especies entre bosques caducifolios y perennifolios (Antos, 2009).

1.7.4. Fisiología de las plantas del sotobosque

Las especies que crecen en el sotobosque suelen tolerar en diferente grado la sombra y poseen tasas de crecimiento lentas. Son tolerantes al estrés y tienen órganos de reserva, favoreciendo el almacenamiento sobre el crecimiento.

Los flecos de luz, conocidos en inglés como “sunflecks”, son ingresos de radiación directa de corta duración a través de pequeños claros presentes en el dosel (Chazdon y Pearcy, 1991). Muchas de las especies usan de manera muy efectiva estos breves periodos

de luz, los cuales representan en muchas ocasiones gran proporción de la luz total disponible. Otras especies no son tan tolerantes a la sombra, y son más comunes en microhábitats con más luz, como los claros que deja el dosel y que permiten la llegada de luz al suelo.

En cuanto a los requerimientos de agua y nutrientes, las especies de sotobosque difieren mucho. Las especies de bosques secos pueden ser muy tolerantes a la sequía, mientras que muchas especies de bosques húmedos tienen un pobre control de los estomas y se marchitan con rapidez en los días con mucha luz y temperaturas cálidas (Antos, 2009). Lo mismo ocurre con los nutrientes: hay plantas que son extremadamente tolerantes al estrés por falta de nutrientes y tienen poca concentración de nutrientes en su follaje, pudiendo competir de manera muy efectiva con el estrato arbóreo en lugares con suelos pobres, mientras que, por el contrario, algunas especies caducas requieren altas concentraciones de nutrientes en su follaje y solo crecen en lugares ricos en ellos.

1.7.5. Aspectos funcionales del sotobosque

El sotobosque tiene numerosas funciones, a pesar de que la productividad total de las especies del sotobosque es, en general, mucho menor que la de los árboles del estrato principal (Gilliam, 2007). Toda la biodiversidad del ecosistema está fuertemente influenciada por la vegetación del sotobosque (Halpern y Spies, 1995). De hecho, los futuros árboles que serán en algún momento parte del dosel arbóreo se forman en el sotobosque. (Scowcroft et al., 2008).

El sotobosque ayuda a regular los ciclos nutritivos e hídricos del bosque (Scowcroft et al., 2008). Las especies de este estrato producen en muchas ocasiones restos orgánicos que son cualitativamente muy diferentes de aquellos que provienen del dosel arbóreo, y además, sus periodos de crecimiento y absorción de nutrientes pueden ser también bastante diferentes. (Antos, 2009).

El sotobosque es el principal hábitat de los animales del bosque, proporcionando comida y cobijo. En ocasiones también producen alimentos que no tienen análogos en el estrato arbóreo. Muchas de las especies animales dependen del sotobosque, por ejemplo, muchos mamíferos están confinados al suelo del bosque, y para ellos el sotobosque es la única fuente de alimentos. Es por esto que bosques cerrados sin sotobosque son mucho menos diversos (por ejemplo, hayedos con árboles maduros) (Antos, 2009).

Por todas estas razones, es importante conocer como el sotobosque responde a los diferentes tratamientos silvícolas.

1.7.6. Estimación de la vegetación del sotobosque

La medida ideal para estimar la abundancia superficial de la vegetación del sotobosque es la biomasa (MacDonald et al., 2012). La biomasa es un indicador de la productividad y juega un papel importante en muchos procesos del ecosistema, como por ejemplo en los ciclos de carbono y de nutrientes (Yarie, 1980; Kerns y Ohmann, 2004; Suchar y Crookston, 2010).

En muchos modelos de ecosistemas es necesario cuantificar la biomasa del sotobosque como uno de los componentes del ciclo de nutrientes (Muukkonen et al., 2006,

Muukkonen y Mäkipää, 2006). Los métodos directos, (por ejemplo la recolección de biomasa) para medir la biomasa superficial del sotobosque son destructivos, laboriosos y consumen mucho tiempo (Hermy, 1988; Chiarucci et al., 1999). Además, estos métodos no se pueden usar en áreas protegidas y no se pueden repetir en la misma parcela, haciéndolos inviables en estudios de seguimiento biológico (Heinrichs et al, 2010). Es por esto que se necesitan métodos indirectos y no destructivos para estimar la biomasa.

El porcentaje de cobertura vegetal se ha utilizado en muchos estudios para estimar la biomasa superficial del sotobosque (Siccama et al. 1970; Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974; Hermy, 1988, Chiarucci et al., 1999; Röttgermann et al. 2000; Muukkonen et al. 2006), siendo un método relativamente fácil de llevar a cabo. La cobertura se puede definir como la proyección vertical de la copa o el dosel de la especie sobre el suelo, expresado como un porcentaje de un área de referencia (Muukkonen et al., 2006). Es esencial que la cobertura sea evaluada separadamente para cada capa de vegetación, ya que la vegetación del sotobosque se puede organizar en diferentes capas horizontales.

Diversos autores han llegado a la conclusión de que hay una considerable relación entre el porcentaje de cobertura y la biomasa en la mayoría de las especies del sotobosque. (Alaback, 1986; Jonasson 1988; Yarie y Mead, 1989; Muukkonen et al., 2006). Por lo tanto, es importante conocer las relaciones entre las dos variables para poder generar ecuaciones fiables que permitan estimar de forma fiable la biomasa del sotobosque a partir de la cobertura. En particular, este tipo de relaciones es especialmente importante en estudios de monitoreo ecológico a largo plazo, como en el caso de los estudios realizados por el Grupo de Ecología de la UPNA en los pinares del NE de Navarra. En este estudio se llevará a cabo un método para establecer las relaciones matemáticas entre cobertura y biomasa de las especies a estudiar en el bosque del Pirineo.

1.7.7. Especies predominantes en el sotobosque de las parcelas de investigación

- ***Rubus ulmifolius* Schott, zarza o zarzamora**

Es una especie de la familia de las rosáceas popularmente conocido por sus frutos comestibles y es nativa de casi toda Europa, el norte de África y el sur de Asia. Es un arbusto perenne que puede alcanzar los 3 metros de altura. Son plantas que florecen de mayo a agosto y son polinizadas por los insectos.

Los tallos son de color verde glauco y están recubiertos de espinas. Las hojas son alternas y compuestas, formadas por 5 folíolos de color verde oscuro por el haz y de verde blanquecino por el envés. Las flores son pentámeras y tienen pétalos ovalados blancos o rosados. Nacen en racimos, dando lugar a inflorescencias de forma piramidal. El fruto, conocido como mora, es comestible y está formado por muchas drupas pequeñas de color rojo que se tornan negras al madurar.

Es una planta invasiva de crecimiento rápido que se puede multiplicar vegetativamente generando raíces desde sus ramas. Puede colonizar diferentes lugares, desde zonas de bosque, monte bajo o laderas, o bien formar grandes setos.

Refiriéndonos a los aspectos ecológicos, es una planta mesófila que se adapta a suelos cuya roca madre puede ser de diversos materiales. Puede adaptarse a suelos con pH

tanto básico como ácido. En cuanto a los requerimientos de luz es una planta heliófila que puede adaptarse a lugares algo sombreados. En lugares muy sombreados la producción de flores y frutos es baja. (Rameau et al., 1989).

- ***Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn o helecho águila**

Es una especie de helecho perteneciente a la familia Hypolepydaceae., siendo uno de los organismos vegetales de más amplia distribución, pudiéndose encontrar en todos los continentes, a excepción de Antártida. Es una planta perenne de longitud entre 40-200 cm, pudiendo alcanzar los 250 cm y fructifica de julio a octubre.

Tiene un rizoma subterráneo largo, pudiendo alcanzar el metro de longitud, y de color pardo oscuro. Las frondes son muy grandes, pudiendo llegar a medir 2 metros, y tienen láminas tri o cuatripinnadas con pinnas ovoides y glabras en el haz, mientras que en el envés son pilosas. Los soros se situan en el envés de las frondes y los esporangios se diseminan muy rápidamente por el viento.

Es una especie cosmopolita de distribución mundial que está ausente en zonas desérticas y semidesérticas. Habita desde el nivel del mar hasta los 2.900 m de altitud (dependiendo de la latitud). Puede asentarse sobre suelos de diferentes texturas y prefiere sustratos pobres en bases y con pH básico. Es una especie heliófila o de semisombra (Rameau et al., 1989).

- ***Deschampsia flexuosa* (L.) Trin o heno común**

Es una especie perenne perteneciente a la familia Poaceae que puede alcanzar entre 30 y 80 cm de altura. Se distribuye en hábitats de la región holártica y se puede encontrar desde una altitud sobre el nivel del mar de 1.200 metros hasta los 2.700 metros.

Es una planta que tiene rizomas cortos que crecen dando lugar a densas matas. Los tallos son erectos, simples y lisos. Las hojas son setáceas y algo ásperas en la parte superior. Tiene una inflorescencia en panículas laxa y las espiguillas son plateadas o algo púrpureas, de entre 4 y 7 mm de longitud, con 2 o 3 flores. Florece entre junio y julio y libera las semillas en agosto o septiembre. Prefiere suelos de pH bajos y son plantas heliófilas de semisombra, ya que pueden tolerar cierto grado de sombra (Rameau et al., 1989).

1.8. EFECTOS DE LA SILVICULTURA EN LA ESTRUCTURA Y CICLOS DE NUTRIENTES EN EL SOTOBOSQUE

1.8.1. Efectos en la estructura del sotobosque

Los claros en el bosque son una característica común de muchos bosques, y el sotobosque en esas áreas puede ser más abundante y con una composición diferente respecto a otras zonas del bosque en las que apenas llega la luz. Además, los claros pueden ser críticos para el ciclo vital de algunas especies de sotobosque (Antos, 2009), como pueden ser las especies intolerantes a la sombra (Yamamoto, 2000). La vegetación del sotobosque en las plantaciones de pino está relacionada con la densidad del dosel arbóreo (Papanastasis et al, 1995). En general, la producción herbácea decrece al incrementar la

densidad del dosel (Pase, 1958), ya que al aumentar el número de árboles también aumenta la competencia de éstos con el sotobosque especialmente por luz, pero también por nutrientes y agua.

Las claras realizadas sobre la masa forestal, además de permitir el aumento del crecimiento de los árboles que quedan en el bosque, aumenta temporalmente la disponibilidad de luz. En consecuencia, puede aumentar la cobertura del sotobosque, la riqueza específica (Thomas et al., 1999) y la producción de biomasa (McConnell y Smith, 1970). Además, aumenta la disponibilidad del agua del suelo y los nutrientes para las plantas del sotobosque al reducir o eliminar la competición con los árboles del dosel (Thomas et al., 1999). Por otro lado, los propios trabajos forestales de corta, arrastre y saca de árboles pueden eliminar parte de la cobertura vegetal (Thomas et al., 1999).

Se han llevado diversos estudios sobre los efectos de las claras, tanto a corto como a largo plazo, y los resultados que se han obtenido son variados (Dodson et al., 2008). Generalmente, se produce un aumento de la cobertura y biomasa de la vegetación, en ocasiones de manera espectacular con la apertura del dosel arbóreo (Halls y Schuster 1965; Blair 1967; Blair y Enghardt 1976; Ford y Newbould 1977; Klinka et al., 1996; Stone y Wolfe, 1996). Los efectos del tratamiento pueden variar entre plantas herbáceas y arbustos, sugiriendo diferencias en la tolerancia a diferentes perturbaciones (Metlen y Fiedler, 2006; Moore et al., 2006; Collins et al., 2007). Los efectos del tratamiento se pueden producir a diferentes escalas de tiempo. Por ejemplo, la vegetación puede responder a corto plazo (Papanastasis et al., 1995) o bien de manera más lenta, pero produciendo cambios persistentes en la estructura y composición del sotobosque (McConnell y Smith, 1970).

Las claras son, por tanto, perturbaciones que varían las características del sistema gestionado. En este estudio se tratará de determinar si las claras tienen tan solo un efecto temporal sobre el sotobosque (relacionado con el tiempo en el que el dosel arbóreo vuelve a cerrarse, es decir, unos 5 o 6 años), o por el contrario, si el efecto perdura a largo plazo y por tanto se produce un cambio casi permanente.

1.8.2. Efectos en el ciclo de nutrientes

Es de esperar que, al producirse cambios en la cantidad y biomasa del sotobosque debido a los tratamientos silvícolas llevados a cabo, también se alteren los ciclos globales de nutrientes del bosque, ya que el sotobosque toma un papel muy importante en ellos. A pesar de que la biomasa superficial del sotobosque tiene un porcentaje pequeño dentro de la biomasa total del bosque, tiene gran transcendencia a nivel de ecosistema, regulando los ciclos de carbono y los flujos de energía, e influenciando los ciclos de nutrientes esenciales, incluyendo el N, P, K y Mg (Gilliam, 2007).

En relación al estrato arbóreo, la biomasa de la capa herbácea es mucho menor, llegando a una media del 0,2% del total de biomasa superficial de los bosques típicos del hemisferio norte (Gilliam, 2007). Sin embargo, el estrato herbáceo proporciona aproximadamente el 4% de la productividad primaria neta (PPN, una medida de los ratios de conversión de energía lumínica en biomasa), en el mismo tipo de bosques. Otros estudios en bosques templados determinaron valores de productividad primaria neta de la capa herbácea del 3,7% (Muller, 1978) y del 7% (Neufeld y Young, 2003). Además, la

capa herbácea puede proporcionar hasta el 16% de la hojarasca de los bosques anualmente (Muller, 2003, Welch et al., 2007).

El sotobosque influye en los ciclos de nutrientes esenciales (por ejemplo N,P y K) de una manera desproporcionada en relación a su biomasa total dentro de los ecosistemas forestales, debido a las altas concentraciones de nutrientes en las especies del sotobosque. Muller (2003) recogió datos del bosque experimental “Hubbard Brook”, en el este de EE.UU., para las concentraciones medias de los nutrientes N, P, K, Ca y Mg contenidos en el follaje de diversas especies de árboles y de especies herbáceas. Descubrió que las concentraciones de N y P eran un 30% mayores en el follaje de las especies herbáceas que en los árboles. Las concentraciones de Mg de las herbáceas fueron aproximadamente el doble de las de los árboles, y las de K fueron casi del triple. En los estudios realizados por Welch et al (2007), también llegaron a la conclusión de que la capa herbácea y el sotobosque tenían una gran influencia en el ciclo del K en el bosque estudiado.

Estas dos funciones de las capas del sotobosque dentro del sistema forestal (influencia en los flujos de energía y de los ciclos de nutrientes) están conectados por una importante característica común de la mayoría de las especies de la capa herbácea: la producción de biomasa aérea caduca, sobre todo en forma de follaje (Gilliam, 2007). Muller (2003), resumió diferentes estudios y encontró que, de media, la hojarasca de las herbáceas se descompone más del doble de rápido que la hojarasca procedente de los árboles. De esta manera, las especies del sotobosque contribuyen de una manera muy importante en la hojarasca y por tanto, en los procesos de descomposición del bosque, incluso aunque haya relativamente poca vegetación herbácea en algún determinado momento. Debido a que las especies del sotobosque tienen una alta concentración de nutrientes en las hojas, a la rápida descomposición y la alta tasa de renovación del follaje de estas plantas, se facilita un reciclado eficiente de los nutrientes del bosque (Gilliam, 2007).

1.9 ANTECEDENTES DE ESTE PROYECTO

En un estudio realizado por el Gobierno de Navarra (Proyecto INIA-, SC96-078), realizado sobre una serie de montes cuya especie principal es el pino silvestre, se constató una posibilidad real de producción de 1,1 m³ por hectárea y año, que se consideró excesivamente baja y que sería consecuencia del desconocimiento de una silvicultura adecuada para la gestión de los montes.

A raíz de aquel estudio, surgió en 1999 el proyecto que dio inicio a la línea de investigación que en la actualidad continúa llevando el Grupo de Ecología y Medio Ambiente de la UPNA, en colaboración con la Sección de Montes del Gobierno de Navarra y la empresa Gestión Ambiental, Viveros y Repoblaciones de Navarra S.A. y en el que se enmarca este trabajo fin de carrera. El objetivo marcado fue desarrollar un instrumento adecuado para la gestión silvícola de las masas naturales de *Pinus sylvestris* L., y así poder planificar el manejo de este recurso forestal.

Se instalaron dos sitios de ensayo de claras, uno en Garde (valle de Roncal) y otro en Aspurz (Almiradío de Navascués). Se eligieron estas zonas ya que presentan unas

características que representan aproximadamente el 75% de los bosques de pino silvestre navarros. Mientras que el bosque estudiado en Garde es un bosque casi puro de pino, en Aspurz la masa ha evolucionado hacia un bosque mixto de pino y frondosas (mayoritariamente hayas).

En 1999 se ejecutó la primera clara, realizándose a continuación un seguimiento con el fin de valorar la influencia de las intensidades de clara (testigo, 20% y 30%) sobre el ciclo de nutrientes y la biodiversidad del sotobosque, y cuya importancia en la sostenibilidad del sistema forestal es evidente.

A continuación se detallan los objetivos generales de las tesis y diversos trabajos de fin de carrera del departamento de Ecología y Medio Ambiente que se han desarrollado sobre este tema:

- Determinar la intensidad de clara más adecuada para la gestión sostenible del ciclo de nutrientes, en función de las características de los lugares de ensayo.
- Obtener información que ayude a decidir las condiciones más adecuadas para la explotación sostenible de pino silvestre en Navarra.
- Estudio del balance interno y externo del ciclo de nutrientes y la influencia de los tratamientos silvícolas sobre estos.
- Evaluar la producción vegetal, el retorno de nutrientes y el proceso de descomposición de hojarasca.
- Entender cómo responden los bosques a los cambios climatológicos y a las prácticas forestales.

El actual trabajo se centra en las parcelas de Garde (ver Materiales y Métodos) y pretende estudiar la influencia de las claras sobre la presencia de sotobosque. La productividad del bosque depende de la disponibilidad de nutrientes, y por tanto se hace necesario saber el efecto del sotobosque sobre los nutrientes en el bosque.

2. OBJETIVOS

- Estimar la cobertura vegetal de las diferentes fracciones de sotobosque (helechos, zarzas y otras especies) del sotobosque de parcelas experimentales de un bosque dominado por el pino silvestre bajo diferentes tratamientos de intensidad de clara (0%, 20% y 30%).
- Determinar la biomasa de cada una de las especies vegetales dominantes del sotobosque.
- Determinar si existen diferencias significativas entre los diferentes tratamientos forestales en la cobertura y biomasa del sotobosque.
- Crear relaciones matemáticas entre cobertura y sotobosque para permitir estimar la masa total de las diferentes especies a partir de datos de cobertura.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

La zona de estudio se encuentra en el municipio de Garde, perteneciente a la Comunidad Foral de Navarra, y es una masa de pino silvestre no explotada desde hace aproximadamente 540 años. Perteneció al municipio de Garde pero su gestión está supervisada por la Diputación Foral de Navarra a través del servicio de Montes.

3.1.1. Localización

Las parcelas de estudios se sitúan en el término de Garde, en la parte Nordeste de la Comunidad Foral de Navarra. Se localizan en la sierra de Arrigorrieta, en concreto en el paraje de Krutxillaga, en el sur del Valle del Roncal ($42^{\circ}48'30''N$, $0^{\circ}52'47''O$). Se encuentran a una altitud media de 1335 m sobre el nivel del mar. Pertenecen administrativamente al Municipio de Garde y al Partido Judicial de Aoiz (Figuras 3.1 y 3.2).

Según el estudio geográfico realizado por Alfredo Floristan (1995), basado en varios criterios, aunque el principal es el fisiográfico, la zona de estudio pertenece a los Valles Pirenaicos Transversales.

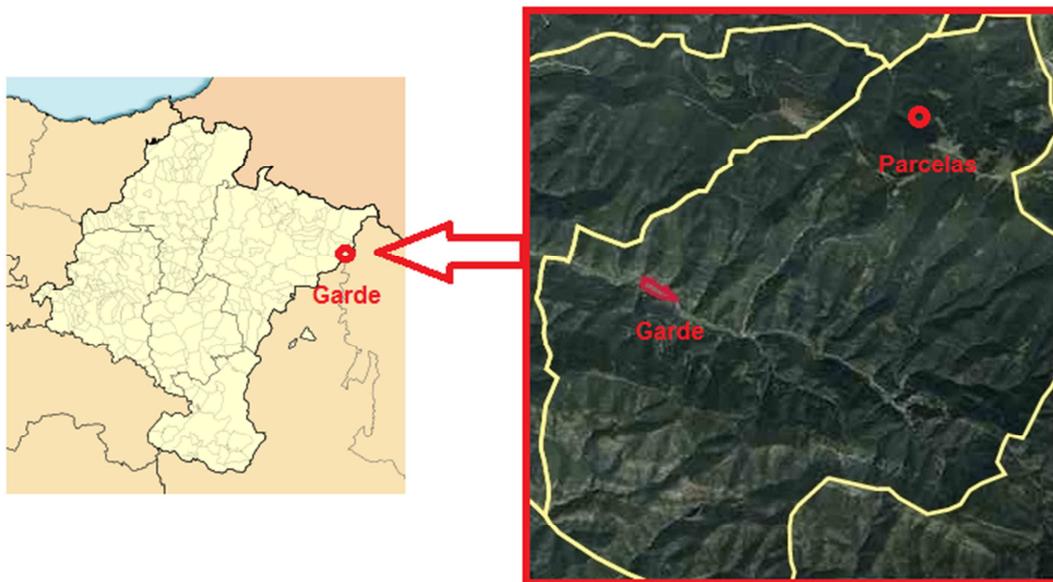


Figura 3.1 .Localización de Garde en Navarra y de las parcelas en el municipio de Garde. Fuente: <https://sitna.navarra.es>.



Figura 3.2. Vista aérea del lugar donde se encuentran las parcelas experimentales y la pista forestal de acceso. Fuente: <https://sitna.navarra.es>

3.1.2. Geomorfología

Las parcelas de Garde se encuentran situadas en la hoja 143-II del mapa geológico de Navarra a escala 1:25000.

Desde el punto de vista tectónico, Navarra forma parte de tres grandes unidades: el Pirineo, la Depresión del Ebro y la Cordillera Ibérica. Tanto Garde como el resto de la zona montañosa de Navarra les corresponde el Pirineo.

En cuanto a los dominios geológicos, en Navarra existen tres dominios agrupados en franjas: la franja septentrional, la franja central y la franja meridional. Garde se encuentra en la parcela central, ocupada por materiales de la edad Paleoceno-Mioceno de cobertura marina (Sola, 1999). En toda la zona se encuentran principalmente materiales del Eoceno. En concreto, las parcelas de Garde se asientan sobre una roca madre formada por turbiditas, designadas en el mapa geológico con el número de formación 218.

En Navarra existen dos dominios estructurales: la Montaña y la Ribera. Las parcelas utilizadas en este estudio se encuentran en la Montaña, constituido por el Pirineo, en sentido amplio, integrado por terrenos paleozoicos, mesozoicos y del Cenozoico marino, intensamente plegados (Sola, 1999). Dentro de la cordillera pirenaica se encuentra en la vertiente meridional y hacia la parte occidental de la misma.

3.1.3. Orografía

La zona montañosa de Navarra está formada por tres áreas morfológicamente distintas desde el punto de vista geológico: área pirenaica, sistema vasco-cantábrico y montes de la vertiente cantábrica.

El área pirenaica, en la cual se encuentra Garde, ocupa la mitad oriental de la montaña de Navarra, y está formada por el extremo occidental del Pirineo y sus sistemas de sierras asociados. El eje pirenaico sigue la dirección E-W, mientras que perpendicularmente a este eje existen una serie de valles perpendiculares entre sí, entre ellos el Valle del Roncal.

Dentro de esta zona se encuentran las áreas con mayor altitud de Navarra, superando algunas de ellas los 2000 m de altitud. Las parcelas de estudio se encuentran en la Sierra de Arrigorrieta, la cual sigue la dirección E-W y con altitudes que se sitúan entre los 1200-1400 m.

Cerrando toda esta área por el sur, existe un sistema de sierras prepirenaicas paralelas al Pirineo, y de menor altitud. Entre estas sierras y el final de los valles pirenaicos se encuentran dos depresiones con cotas inferiores a los 500 m: la cuenca de Pamplona y la cuenca de Lumbier.

3.1.4. Cuencas hidrográficas

Las parcelas de Garde pertenecen a la vertiente Mediterránea. En las proximidades se encuentra el Barranco de Krutxillaga que desemboca en el Barranco de Urralegi (afluente del Esca). El río Gardalar, que atraviesa la localidad de Garde, también es afluente del Esca. Este es afluente del río Aragón y termina desembocando en el río Ebro, el cual vierte sus aguas en el Mar Mediterráneo.

3.1.5. Climatología

3.1.5.1. Factores que influyen en el clima

Los factores que influyen en el clima de un lugar son principalmente dos: la circulación de la atmósfera y las características geográficas propias del lugar, que en el caso de Navarra engloban a la situación, altitud y relieve. Respecto a la circulación atmosférica, Navarra, y más en concreto la zona norte, que incluye los Pirineos, está influenciada por la banda sur de vientos húmedos del oeste que causan las precipitaciones al atravesar el territorio. Mientras que los anticiclones dan lugar a días secos y despejados, como es el caso del anticiclón de las Azores, los centros de bajas presiones producen las precipitaciones.

No obstante, los factores descritos en el párrafo anterior, al entrar en contacto con el territorio navarro, adquieren una serie de rasgos climáticos propios, que se deben a la altitud (disminución de la temperatura, presión y densidad del aire), la proximidad al mar, el relieve (vientos particulares y cambios bruscos) y la orientación del lugar (asimetrías térmicas y pluviométricas).

3.1.5.2. Clima en los Pirineos navarros

El clima de la zona Pirenaica de Navarra tiene unas condiciones más continentales que el resto de la zona montañosa de Navarra, al estar más alejada del mar y presentar altitudes mayores en la mayor parte de su territorio.

- a) *Temperaturas*: la continentalidad aumenta a medida que nos alejamos del mar, ya que la influencia de éste es menor en el clima y por tanto, la humedad irá disminuyendo y la amplitud térmica aumentando. Por otra parte, a medida que la altitud aumenta, la temperatura disminuye. Debido a estos dos hechos, la zona pirenaica es una de las zonas más frías de Navarra.
- b) *Precipitaciones*: la cantidad de precipitaciones caídas en un lugar tiene relación directa con la altitud, orientación y cercanía al mar. Las precipitaciones caídas en Garde se deben principalmente a la altitud (1335 m) y la orientación (noroeste). Las precipitaciones se incrementan hasta un nivel altitudinal determinado llamado óptimo pluviométrico (Floristan, 1995). El efecto Fohen también es importante. Este consiste en que las masas de aire que penetran desde el Atlántico, cargadas de humedad, al toparse con las montañas, tienen que trepar hacia las cumbres por las laderas de barlovento y se enfrían, desestabilizándose y precipitando en estas laderas. Una vez pasada la cumbre, el aire es bastante seco y desciende por la ladera de sotavento. Es por estos dos factores que la precipitación media de Garde se sitúa en torno a los 1200-1400 mm.
- c) *Descripción del clima a lo largo del año*: durante primavera, el tiempo es bastante variable, ya que se pueden producir días bastante fríos o templados, pero también secos o lluviosos. Las temperaturas van aumentando progresivamente, aunque se pueden producir heladas hasta finales de mayo. Las temperaturas durante verano son suaves y las noches frescas y son bastante frecuentes las tormentas. En otoño las temperaturas comienzan a caer y las precipitaciones pueden ser bastante abundantes. Las heladas pueden comenzar a producirse a primeros de octubre, siendo muy abundantes en invierno, donde las temperaturas son bajas y es habitual las precipitaciones en forma de nieve.
- d) *Clasificación agroclimática*: J. Papadakis estableció una clasificación agroclimática según varios factores: régimen de humedad, duración, intensidad y situación estacional del periodo seco. De acuerdo a estos factores, la localidad de Garde tiene un clima continental húmedo frío (Estudio agroclimático de Navarra, 2001).

3.1.5.3. Datos climáticos de las parcelas

Con el fin de conocer mejor las características climáticas de las parcelas de Garde, se estudiaron los datos de temperatura ambiental y pluviometría provenientes de la estación Urzainqui, la más próxima a nuestras parcelas. La serie de datos estudiada comprende el periodo 1987-2012.

La estación de Urzainqui es una estación manual situada a 717 m de altitud sobre el nivel del mar y a una latitud 42°49'N, 0°56'O. Como puede observarse, la diferencia de

altitud entre la estación y las parcelas es notable, por lo que a la hora de tratar as variables se ha hecho una corrección debido a la altitud, teniendo en cuenta el gradiente térmico vertical, a razón de 0,6°C menos por cada 100 m de incremento en altura. Es decir, se han reducido las temperaturas 3,7°C, ya que la diferencia de altitud es de 618 m. Respecto a las precipitaciones, no se ha encontrado un modelo de ajuste, ya que estas no aumentan de manera gradual con la altitud. Una vez ajustados los datos, se ha procedido a realizar un climograma (figura 3.3) para poder visualizar mejor la información:

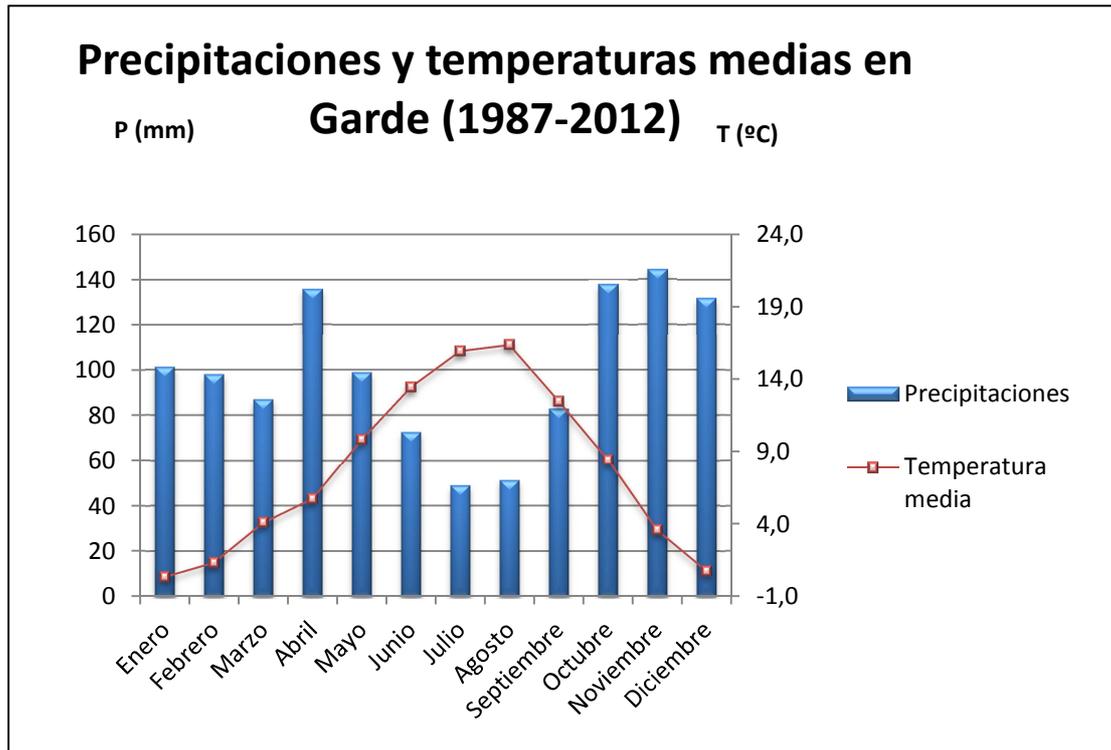


Figura 3.3. Climograma de precipitación y temperatura media en las parcelas experimentales de Garde a partir de series de datos entre 1987 y 2012. Fuente: elaboración propia a partir de datos climáticos obtenidos de http://meteo.navarra.es/estaciones/descargardatos_estacion.cfm?IDEstacion=226.

Si bien es cierto que ha habido diferencias entre años respecto a temperaturas y precipitaciones, se ha podido observar una tendencia clara en la mayoría y es por ello que solo se ha presentado un gráfico con la media. Los meses más fríos son los de invierno, siendo enero el más frío, con una temperatura media de 0,8°C. Las temperaturas aumentan progresivamente mes a mes, alcanzando los valores más altos en agosto, con 16,3°C de media. Los meses de marzo, abril y noviembre son relativamente fríos, con temperaturas medias en torno a los 3,5-6°C, por lo que es frecuente que las precipitaciones caídas puedan ser en forma de nieve.

En cuanto a las precipitaciones, los meses más lluviosos son abril, octubre, noviembre y diciembre, con precipitaciones medias acumuladas alrededor de 130-145 mm. En cambio, los meses más secos corresponden a julio y agosto, en donde caen de

media unos 50 mm cada mes, coincidiendo con las temperaturas más cálidas. En total, la precipitación acumulada anualmente es de 1192 mm y la temperatura media de 7,7°C. La temperatura máxima media es de 13,5°C y la mínima media de 1,9°C.

3.1.6. Biogeografía

La biogeografía es la rama de la ciencia que estudia la distribución de los seres vivos sobre la tierra así como las causas que determinan dicha distribución. Dentro de Navarra se pueden diferenciar dos regiones biogeográficas, la Eurosiberiana y la Mediterránea, diferenciadas por el clima y la vegetación.

3.1.6.1. Pisos bioclimáticos y zonación ombroclimática

Los expertos dividen las montañas en pisos bioclimáticos, de acuerdo al gradiente vertical de temperatura que disminuye conforme aumenta la altitud. Se define piso bioclimático como cada uno de los espacios que se suceden altitudinalmente, con las consiguientes variaciones de temperatura. Las unidades bioclimáticas se delimitan en función de las temperaturas, precipitaciones y de la distribución de ambas a lo largo del año. A cada piso bioclimático le corresponden una serie de comunidades vegetales que varían en función de las regiones biogeográficas, pero que mantienen rasgos en común. Cada región presenta una serie de pisos definidos por la temperatura y por los taxones vegetales (Rivas Martinez, 1987).

Como se ha mencionado anteriormente, Garde se encuentra en la región Eurosiberiana. Dentro de esta región, el piso al que pertenece es el montano (600-1600 m para Navarra). Las regiones montanas se encuentran por debajo de la línea arbolada y en Navarra su uso es principalmente ganadero y forestal. La vegetación potencial son los bosques caducifolios o los bosques de coníferas, como es el caso de Garde (pino albar).

Tomando como base las precipitaciones en vez de la temperatura, pueden diferenciarse diferentes horizontes ombroclimáticos (Loidi y Bascones, 1995). Dentro de las diferentes zonas que se distinguen en los Valles Pirenaicos transversales, Garde se sitúa en la zona Húmeda.

3.1.6.2. Series de vegetación

A las parcelas de Garde les corresponde la serie de vegetación de los pinares de pino royo acidófilos (*Veronico officinalis-Pinus sylvestris* S.) (figura 3.4) En el caso concreto de Garde, el estrato arbóreo está dominado por el pino silvestre (*Pinus sylvestris*) y acompañado en ocasiones por hayas (*Fagus silvatica*). El sotobosque está compuesto principalmente por zarzas (*Rubus Ulmifolius* Schott) y helechos (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn). Entre las herbáceas cabe destacar el heno (*Deschampsia flexuosa* L.)

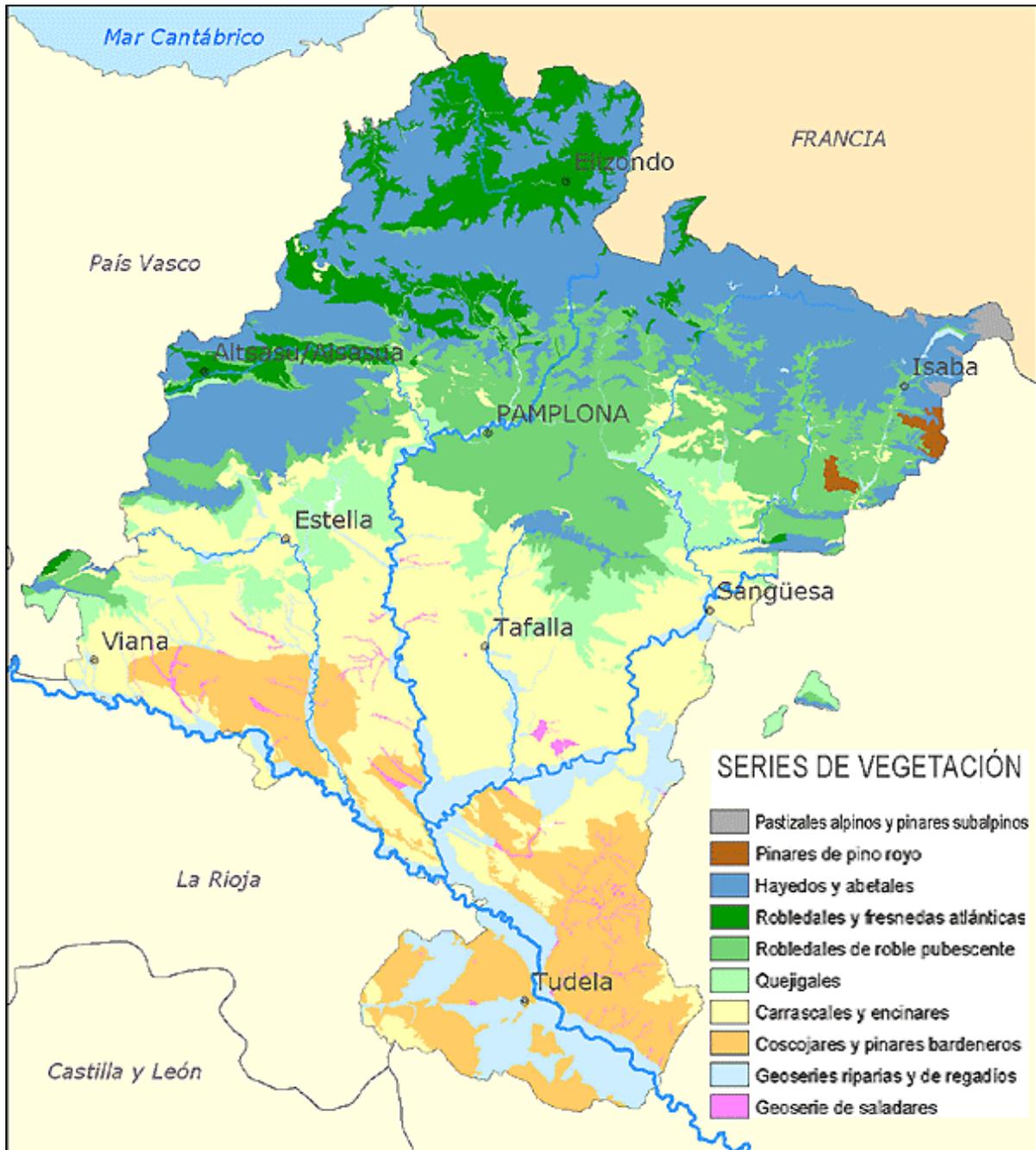


Figura 3.4. Mapa de series de vegetación de Navarra.

3.1.7. Características del área de estudio

Las parcelas se encuentran en el paraje de Krutxillaga (figura 3.5) y están orientadas al noroeste. El número total de parcelas es 9 y su inclinación media del 40%. Las parcelas están situadas a una cota media de 1335 m. La cota superior se encuentra a 1385 m y la inferior a 1280 m.



Figura 3.5. Vista de las parcelas de Garde desde la pista de acceso en junio de 2013.
Fuente: elaboración propia.

El régimen de humedad del suelo es Údico y el régimen térmico es méxico. Según la clasificación USDA, el suelo es un Dystudept típico y según FAO un Cambisol dístrico. A continuación, se muestra una tabla con el resumen de las características del área:

Tabla 3.1. Resumen de datos del área de Garde

Coordenadas	42°48'30"N, 0°52'47"O	Pluviometría anual	1192 mm
Orientación	NO	Tª media	7,7°C
Pendiente	40%	Tª media máxima	13,5 °C
Altitud media	1335 m	Tª media mínima	1,9°C

3.2. DISEÑO EXPERIMENTAL

Los tratamientos del experimento general son 3 y fueron llevados a cabo en dos localidades: Aspurz y Garde, aunque en este trabajo solo se ha trabajado en las parcelas de Garde.

3.2.1. Sitio de ensayo de claras

El experimento consta de 9 parcelas que corresponden a un diseño en bloques al azar, con tres repeticiones, de tal modo que el lugar de ensayo consta de tres bloques y cada bloque tiene tres parcelas correspondiendo cada una a un tipo de tratamiento silvícola (figura 3.6). Cada parcela, cuyas dimensiones son de 30x40 m, y con una superficie en proyección horizontal de 1200 m², fue delimitada por unas chapas identificativas colocadas sobre unos mojones de hormigón en cada una de las esquinas de la parcela. En una banda perimetral de entre 5 y 10 m se aplicó el mismo tratamiento que a la parcela con el fin de evitar el efecto de borde.

Antes de realizar los correspondientes tratamientos, las parcelas poseían una densidad que variaba entre los 3333 y los 5000 pies por ha. En cada parcela se numeraron y marcaron los árboles a una altura de 1,30 m. También se midió el diámetro del tronco y se clasificaron según clases sociológicas, clases de fuste y clases de copa de todos los árboles, además de obtener datos climáticos, fisiográficos, botánicos e inventarios de las especies de árboles y arbustos del lugar.

Los tratamientos silvícolas del experimento son 3:

- *Tratamiento P0*: testigo sin tratamiento, se deja la masa en su estado inicial sin intervenir de ninguna manera.
- *Tratamiento P20*: clara baja moderada, con corta de pies dominados y algún pie de codominantes y dominantes mal formados. El peso de la clara se estimó alrededor de un 80% del área basimétrica residual, con lo que se eliminó en torno a un 20% del área basimétrica.
- *Tratamiento P30*: clara mixta fuerte, con corta de pies del estrato dominado y algunos del estrato intermedio, así como aquellos codominantes y dominantes mal formados. El peso de la clara: corresponde a un 70% del área basimétrica residual, por lo que se elimina en torno a un 30% del área basimétrica).

Las claras fueron llevadas a cabo por el Gobierno de Navarra en agosto de 1999 cuando los árboles contaban con una edad media de 37 años. En la actualidad los árboles tienen una edad aproximada de 50 años.

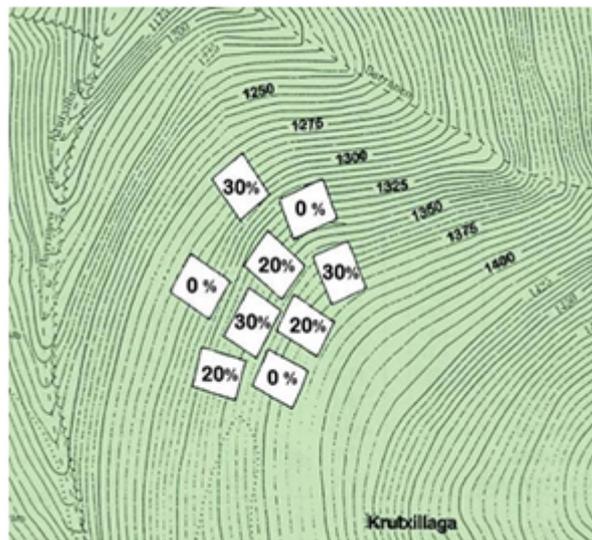


Figura 3.6. Diseño del experimento en bloques al azar y su situación en el paraje de Krutxillaga.

3.2.2. Inventario del sotobosque

El primer inventario del sotobosque se llevó a cabo durante los días 27 y 28 de junio y 5 de julio de 2013, mediante 2 transectos paralelos en cada una de las parcelas. Cada transecto (figura 3.7) estaba alejado al menos 5 metros del límite para evitar el efecto borde. En cada transecto se realizaron 5 muestreos separados del siguiente por 7

metros de distancia. El muestreo tenía unas dimensiones de 1x1 m. En total se obtuvieron 10 muestras de cada parcela, es decir, 30 muestras por tratamiento y 90 en total.



Figura 3.7. Transecto en una de las parcelas

Antes de recoger la muestra, se estimaba el porcentaje de cobertura de las zarzas, los helechos y el resto de vegetación de manera separada. Después, con la ayuda de unas tijeras de poda, se recogió toda la biomasa aérea de la vegetación contenida en el metro cuadrado. La biomasa recolectada se depositó en unas bolsas previamente marcadas con el número de la parcela y el número de muestra. En las figuras 3.8 y 3.9 se ven unos ejemplos de algunos de los lugares de muestreo antes de ser recogido y después. En la figura 3.10 se ve otro ejemplo de dos inventarios con grandes diferencias de cobertura.



Figura 3.8. Aspecto de una de las zonas muestreadas antes (11% de cobertura de zarzas y 45% de cobertura de otras especies) y después de realizarse el muestreo.



Figura 3.9. Aspecto de otra de las zonas muestreadas con mucha cobertura de vegetación, antes (80% de cobertura de otras especies) y después de realizar el muestreo.



Figura 3.10. Diferencias de aspecto entre una zona de muestreo con mucha cobertura de helechos (izquierda) y otra con poca (derecha). La primera zona presentaba un 90% de cobertura de helechos mientras que la segunda tan solo un 13% de cobertura de helechos.

Después del muestreo, las bolsas se dejaron abiertas en el laboratorio durante 3 días para que perdiesen humedad hasta que se estabilizó el peso y para evitar que se estropearan por contaminación por hongos.

Debido a que el año 2013 había sido más frío que lo normal, se observó durante los muestreos de junio y julio cierto retraso en el crecimiento de los helechos (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn), respecto a otros años. Es por ello que se realizó un muestreo de helechos adicional durante el día 17 de septiembre, para contar con más datos para detectar diferencias en cobertura de helechos entre tratamientos y para estimar la biomasa y su relación con la cobertura. Por este motivo se realizaron 5 muestreos aleatorios en dos de las tres parcelas de cada uno de los tratamientos. Además, se recogieron 5 muestras adicionales fuera de los muestreos específicamente en sitios de gran cobertura de helechos. El modo de proceder fue el mismo que en junio a la hora de recoger la muestra, ya que primero se estimó el porcentaje de cobertura de helecho y después se cortó toda la biomasa aérea, se introdujo en una bolsa previamente identificada. Una vez en el laboratorio, se abrieron para airearse y secarse.

3.2.3 Determinación de la biomasa de las diferentes especies del sotobosque

Cada una de las muestras se depositó en un recipiente, donde las diferentes plantas se separaron para colocarlas en diferentes bandejas más pequeñas según la especie, es decir, en una de las bandejas las zarzas, en otra los helechos y en la última el resto de especies (figura 3.11). El tallo y hojas de las zarzas y helechos fueron separados en distintas fracciones. Las acículas de pino, restos de tierra y musgo se desecharon.



Figura 3.11. Una de las muestras antes y después de ser separada y limpiada de material no procedente de la biomasa aérea del sotobosque.

Una vez separadas todas las especies de la muestra, las distintas fracciones se introdujeron en diferentes bolsas identificadas y se pesaron, anotando el peso seco al aire. Después se dejaron secar en una estufa a 70°C durante unas 22-24 horas y se volvió a anotar el peso seco en la estufa con el fin de poder determinar el peso seco y el contenido de humedad de las diferentes especies.

Después de obtener los datos de biomasa de todas las muestras, se enviaron a un laboratorio externo para que determinase la concentración de los diferentes nutrientes de las diferentes especies.

3.2.4. Datos descriptivos

Antes de comenzar el análisis estadístico, se generó una matriz de datos con toda la información obtenida en campo y laboratorio de la cobertura y biomasa de las diferentes parcelas.

A través del programa Microsoft Excel 2010 se realizaron una serie de tablas con datos correspondientes a las medias, varianzas y desviaciones típicas por parcela y tratamiento de la cobertura y biomasa vegetal, para poder representar gráficamente tanto el porcentaje de cobertura y biomasa vegetal media por especie, así como el porcentaje de cobertura y biomasa vegetal según tratamiento incluyendo el error estándar. También se representaron histogramas de cobertura y biomasa vegetal, incluyendo los datos de helechos de junio y septiembre en la secciones “helechos”, pero no para cobertura y biomasa totales. Además, se incluyeron unos gráficos circulares de biomasa sin los datos de septiembre para observar la proporción de cada especie en cada tratamiento.

3.2.5. Métodos estadísticos

3.2.5.1. ANOVA de un factor

Antes de comenzar el análisis estadístico, se realizó una matriz de datos con la información referente a la cobertura vegetal según tratamientos con el fin de incorporarla al programa estadístico. En el caso de los helechos, tras comprobar que no había interacción entre fecha y tratamiento para la cobertura de los helechos, se incluyeron los datos de helecho recogidos en junio y septiembre en el mismo análisis.

Las posibles diferencias de cobertura vegetal entre tratamientos se analizaron mediante el análisis de la varianza (ANOVA) de un factor con el programa IBM SPSS Statistics versión 21, siendo la variable independiente el tratamiento y la variable dependiente el porcentaje de cobertura vegetal.

El análisis de la varianza (ANOVA) de un factor sirve para comparar varios grupos en una variable cuantitativa. A la variable categórica (nominal u ordinal) que define los grupos que se desea comparar se le llama independiente o factor y la variable cuantitativa, en la cual se comparan los grupos, se le llama variable dependiente. La hipótesis que pone a prueba el ANOVA de un factor es que las medias poblacionales son iguales. Si las medias poblacionales son iguales, significa que el factor independiente no influye en la variable dependiente. Si al realizar la prueba se obtiene una significación menor que el nivel fijado, se rechazará la hipótesis de que en todos los grupos las medias son iguales.

Para usar el modelo ANOVA debe suponerse que son válidas una serie de condiciones:

- Las poblaciones tienen todas igual varianza (homocedasticidad). Esta es la condición más importante.
- Las muestras deben tener una distribución aproximadamente normal.
- Las K muestras sobre las que se aplican los tratamientos son independientes.

Para comprobar la homocedasticidad se usó, en primer lugar, el test de Levene de SPSS, pero se observó que con este test los datos de cobertura de helechos no tenían

igualdad de varianzas ni siquiera cuando se transformaron los datos a través de la fórmula $\arcseno(\text{raíz}(\text{variable}/100))$.

Los test de Levene son una familia de técnicas. Dependiendo del test de Levene que se esté implementando, y particularmente en el caso del test de Levene basado en el uso de la media de los grupos como límite alrededor del que se calcula la varianza y el cual se encuentra en programas como SPSS, uno puede estar usando una técnica estadística que es peor que aquella a la que los test de Levene pretendían reemplazar (Nordstokke y Zumbo, 2007).

Estos autores recomiendan se decidió hacer el test de Levene del programa MINITAB, que se basa en el uso de la mediana. Utilizando este análisis todos los datos fueron homogéneos.

A pesar de que algunos datos no cumplían la distribución normal, testada a través de las pruebas Kolmogorov-Smirnov y Shapiro-Wilk del programa SPSS, se considera que esta prueba no es tan crítica como la de la igualdad de varianzas (Barón y Téllez, 2011).

Se realizó el ANOVA con la transformación de los datos de cobertura mediante el $\arcseno(\text{raíz}(\text{variable}/100))$ e incluyendo las pruebas de Welch y de Brown-Forsythe para aportar mayor seguridad ante los problemas surgidos con la homogeneidad de varianzas. Tanto el ANOVA como las pruebas robustas dieron resultados muy similares. El nivel de significación fue del 0.05. Por último, se realizó el test HSD de Tukey para realizar comparaciones por parejas de tratamiento.

3.2.5.2. Análisis de regresión

Una vez que se determinaron si existían diferencias significativas para la cobertura entre tratamientos, se procedió a realizar el análisis de regresión lineal simple para crear las relaciones matemáticas que permiten estimar la masa total de las diferentes especies a partir de los datos de cobertura, así como los nutrientes que contienen. Los programas utilizados fueron Microsoft Excel 2010 e IBM SPSS Statistics versión 21.

El análisis de regresión lineal es una técnica matemática que se utiliza para estudiar la relación entre variables. Este análisis puede usarse para explorar y cuantificar la relación entre una variable llamada dependiente o criterio (Y) y una o más variables llamadas independientes o predictoras (X_1, X_2, \dots, X_k), así como para desarrollar una ecuación lineal con fines predictivos (Pardo y Ruiz, 2005). Este modelo puede ser expresado como:

$$Y_t = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_p X_p + \varepsilon$$

Dónde:

Y_t = variable dependiente, explicada o regresando.

X_1, X_2, \dots, X_p : variables explicativas, independientes o regresores.

$\beta_0, \beta_1, \beta_2, \dots, \beta_p$: parámetros, miden la influencia que las variables explicativas tienen sobre la variable dependiente, donde β_0 es la intersección o término "constante", las β_i ($i > 0$) son

los parámetros respectivos a cada variable independiente y P es el número de parámetros independientes a tener en cuenta en la regresión.

En el caso de este proyecto, la variable dependiente son los datos de biomasa de las diferentes especies de sotobosque, y la variable independiente la cobertura de sotobosque, por lo que es un modelo de regresión lineal simple. Solo se maneja una variable independiente y por tanto hay dos parámetros, de la forma:

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 X_i + \varepsilon_i$$

donde ε_i es el error asociado a la medición del valor X_i .

El primer paso realizado en el programa Microsoft Excel 2010 fue realizar un diagrama de dispersión, que permite formar una primera impresión sobre el tipo de relación existente entre la cobertura y la biomasa.

Después se insertaron diferentes ecuaciones para zarzas, helechos y “otras especies” (“otros”) por separado, para ver cual se ajustaba mejor a la nube de puntos. Las ecuaciones testadas fueron del tipo lineal, exponencial, logarítmica, cuadrática y potencial. Se eliminaron los datos de cobertura y biomasa nulos, ya que era imposible ajustar algunas ecuaciones con ellos. Una vez que se tuvo la ecuación, se insertó el coeficiente de determinación R^2 , que es el cuadrado del coeficiente de correlación múltiple. Se trata de una medida estandarizada que toma valores entre 0 y 1 (0 cuando las variables son independientes y 1 cuando entre ellas existe una relación perfecta) (Pardo y Ruiz, 2005). Un valor de $R^2 \geq 0,7$ indica que la recta se ajusta de manera adecuada, ya que la ecuación explica la variabilidad en al menos un 70%.

A continuación se repitieron las regresiones lineales con mejor ajuste (lineal, cuadrática y potencial) con el programa IBM SPSS Statistics 21. El fin de este proceso fue obtener la significatividad de los coeficientes de las ecuaciones, es decir, verificar si cada variable aporta información significativa al análisis, además de obtener los coeficientes de determinación R^2 y R^2 corregido. Este último tiene en cuenta el número de variables de la ecuación para no sobrevalorar la bondad de ajuste. Con el objetivo de determinar si las ecuaciones obtenidas aportan información significativa o no, se incluyeron ANOVAS de las regresiones.

4. RESULTADOS

4.1. COBERTURA

En la figura 4.1 se puede observar la cobertura vegetal media de las diferentes fracciones de sotobosque de todas las parcelas de Garde, incluyendo los datos de helechos de junio y septiembre. Las zarzas son las que menos cobertura vegetal tenían, siendo su valor tan solo del 3,6%. Los helechos tenían algo menos del doble de cobertura que las zarzas y la fracción “otros”, que engloba al resto de especies de sotobosque es la que mayor valor de cobertura media tenía, con un 17,8%,

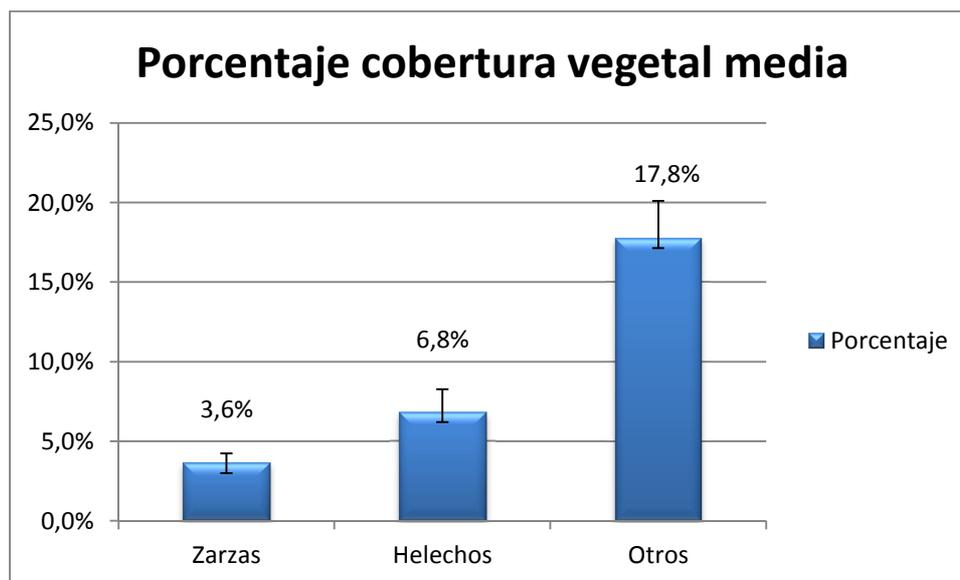


Figura 4.1. Porcentaje de cobertura vegetal media de cada una de las fracciones de sotobosque en todas las parcelas.

De acuerdo a la figura 4.2, en la que se han separado los valores de cobertura media según tratamientos y especies, se encuentran distintos valores de cobertura para los diferentes tratamientos.

El tratamiento de aclareo P20 presenta valores medios de cobertura mayores que los otros dos tratamientos tanto en las zarzas como en los helechos. Sin embargo, la fracción otros es ligeramente menor que en las parcelas testigo, y el tratamiento de aclareo del P30 presenta un porcentaje mayor que los otros dos tratamientos. La cobertura media de zarzas en el tratamiento P0 y el tratamiento P30 tienen valores muy similares, mientras que la cobertura media de helechos es mayor en el caso del tratamiento P30 respecto al P0.

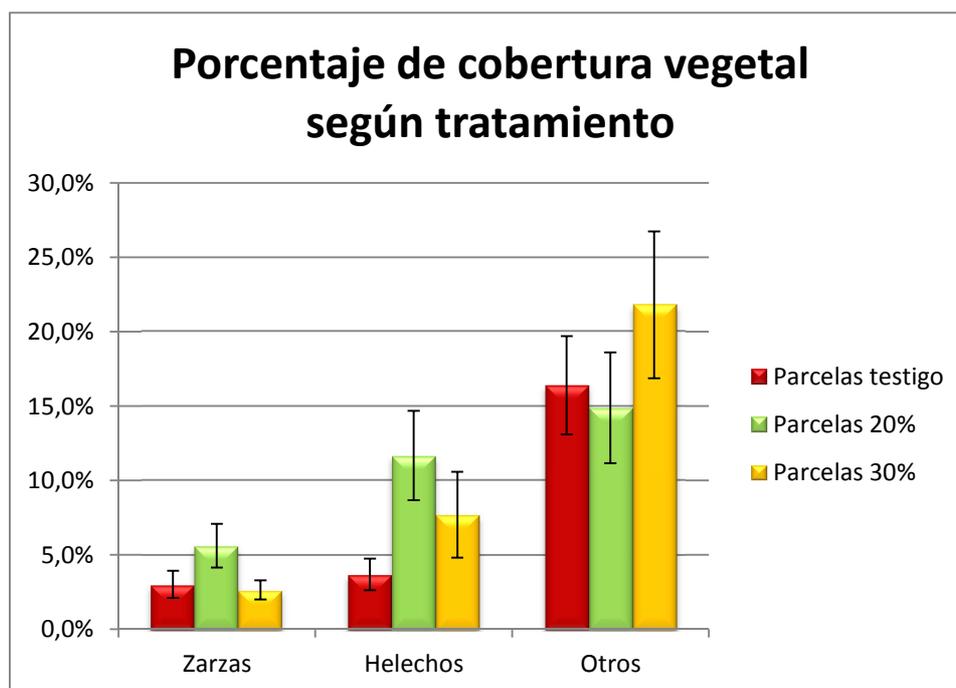


Figura 4.2. Porcentaje de cobertura vegetal (media \pm error estándar) de cada una de las fracciones de sotobosque según tratamiento.

Además de existir variabilidad entre tratamientos también existe una variabilidad importante entre parcelas. Como se observa en la tabla 4.1, en el tratamiento testigo P0 (parcelas 1, 4 y 8) existen diferencias de porcentajes en las zarzas, los helechos y en otros. Lo mismo ocurre con el tratamiento P20 (parcelas 3, 5 y 6) y en el tratamiento P30 (parcelas 2, 7 y 8), a excepción de las zarzas en este último, ya que presentan valores muy similares en los porcentajes de cobertura de zarzas. En el caso de los helechos, algunas de las parcelas no contenían ningún individuo en los transectos muestreados.

Tabla 4.1. Porcentaje de cobertura vegetal media por parcela y por especie de sotobosque.

Porcentaje de cobertura vegetal			
Parcela y tratamiento	Media zarzas	Media helechos	Media otros
1 (P0)	4,9%	9,1%	13,2%
2 (P30)	3,3%	10,8%	7,9%
3 (P20)	3,5%	19,5%	29,0%
4 (P0)	0,9%	0,0%	9,3%
5 (P20)	3,8%	0,0%	10,9%
6 (P20)	8,4%	11,7%	4,7%
7 (P30)	2,1%	9,7%	15,1%
8 (P0)	3,2%	0,7%	27,4%
9 (P30)	2,5%	0,0%	42,4%
Media	3,6%	6,8%	17,8%

4.1.1. Zarzas

Profundizando más en el análisis de cada una de las especies, se puede observar en la figura 4.2 el porcentaje de cobertura vegetal de las zarzas según el tratamiento. Como se comentó en el apartado anterior, los tratamientos P0 y P30 presentan porcentajes medios muy similares (3% y 2,6% respectivamente), mientras que las parcelas P20 tienen un porcentaje medio en torno al doble de los anteriores (5,6%).

A continuación, se expone un histograma (figura 4.3), con el número de inventarios según porcentaje de cobertura de zarzas y tipo de tratamiento.

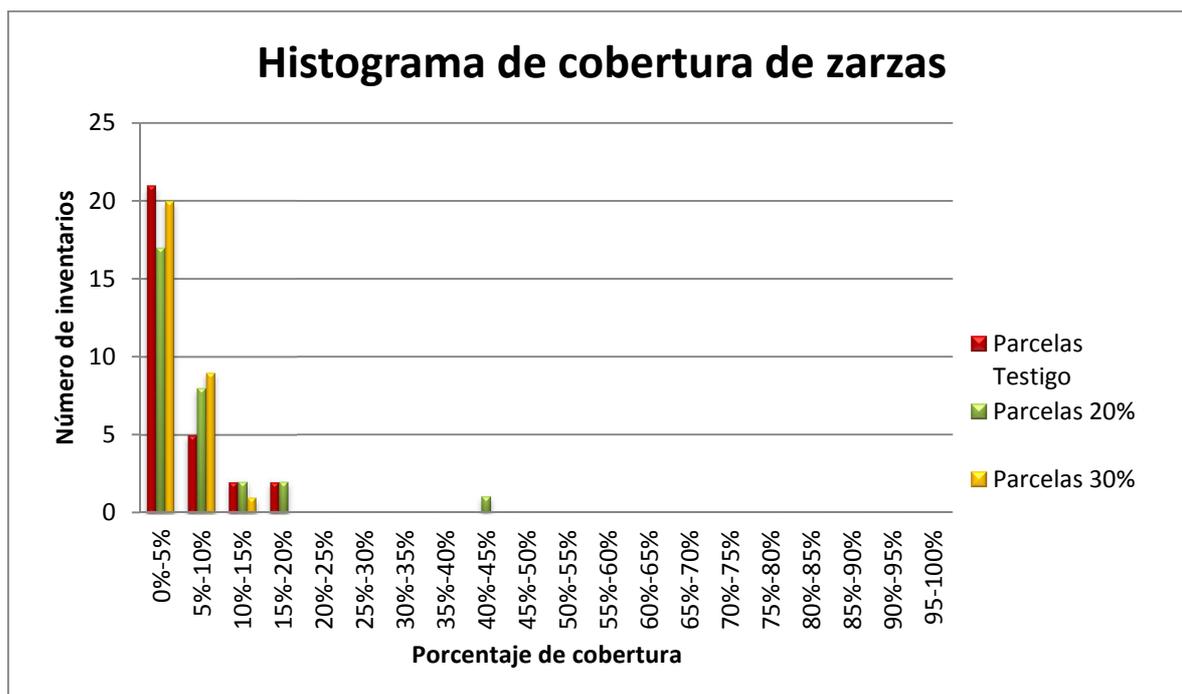


Figura 4.3. Histograma de cobertura de zarzas según el porcentaje de cobertura y el tratamiento.

En él se puede observar, como cabría esperar, que aproximadamente dos tercios de los inventarios de los tratamientos P0 y P30 se encuentra en el rango en el cual la cobertura de zarzas era menor del 5%. Las parcelas P20 tienen el mayor número de inventarios en este rango, aunque en menor proporción que los otros dos tratamientos. Cabe destacar que la superficie de cobertura de uno de los inventarios de P20 era de entre el 40-45%.

A pesar de existir diferencias entre la cobertura media de los tratamientos, estas no fueron significativas ($\text{sig} > 0,076$). El resultado se encuentra en la tabla 4.2.

Tabla 4.2. ANOVA para el porcentaje de cobertura de zarzas según tratamiento. El factor es el tratamiento (0%, 20% y 30%). (gl = grados de libertad; sig = significación).

ANOVA de un factor					
Variable: Arcoseno(raíz(Zarzas /100))					
	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	0,001	2	0,001	2,719	0,072
Intra-grupos	0,018	87	0,000		
Total	0,019	89			

Este valor podría definirse como “marginamente significativo”, y podría interpretarse como que pudiera haber efectos significativos, pero el número de muestras recogidas no ha sido suficiente para que salga el test significativo. Se decidió a hacer el test de Tukey HSD (honest dignificat diferencia) (tabla 4.3), para ver las comparaciones por parejas y así saber si hay alguna que difiere del resto.

Tabla 4.3. Test de Tukey HSD de comparaciones múltiples para el porcentaje de cobertura de zarzas según los tratamientos de aclareo (0%, 20% y 30%). (Tratamientos: P0 = 1,0; P20 = 2,0; P30 = 3,0).

Comparaciones múltiples						
Variable: Arcoseno(raíz(Zarzas /100))						
HSD de Tukey						
(I) Tratamiento	(J) Tratamiento	Diferencia de medias (I-J)	Error típico	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
					Límite inferior	Límite superior
1,0	2,0	-0,008	0,004	0,106	-0,016	0,0012
	3,0	-0,000	0,004	0,997	-0,009	0,009
2,0	1,0	0,008	0,004	0,106	-0,001	0,0164
	3,0	0,007	0,004	0,122	-0,001	0,0162
3,0	1,0	0,000	0,004	0,997	-0,009	0,009
	2,0	-0,007	0,004	0,122	-0,0162	0,001

De acuerdo a este test, no existen diferencias significativas entre P0 y P30 ($\text{sig} > 0,997$), pero tampoco entre P0 y P20 ($\text{sig} > 0,106$), ni entre P20 y P30 ($\text{sig} > 0,122$).

4.1.2. Helechos

Como se comentó en el apartado de material y métodos, se incluyeron los datos de helechos de junio y septiembre. En la figura 4.2 se puede ver el porcentaje de cobertura de helechos media por tratamiento.

En este caso, las parcelas testigo son las que presentan el menor porcentaje de cobertura media (tan solo un 3,7%) mientras que, de nuevo, las parcelas del tratamiento P20 tienen el mayor porcentaje, un 11,7%. Las parcelas P30 presentan un porcentaje intermedio entre los otros dos tratamientos, exactamente una media de 7,7%. En la figura 4.4 se puede ver la distribución de cobertura de los inventarios por tratamientos.

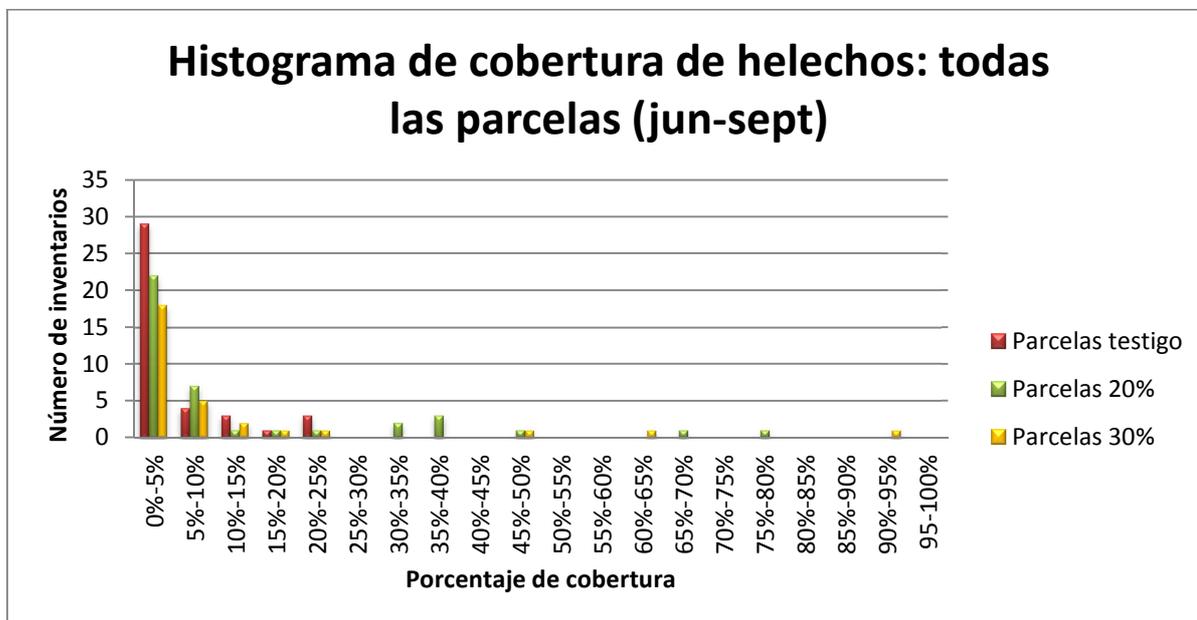


Figura 4.4. Histograma de cobertura de helechos según el porcentaje de cobertura y el tratamiento.

Los inventarios de las parcelas P0 son los que menor porcentaje de cobertura presentan, encontrándose más de la mitad en el rango de cobertura 0-5%. En este tratamiento, ningún inventario supera el 25% de cobertura. En los tratamientos P20 y P30, a pesar de que el mayor grueso de inventarios se encuentra otra vez en el rango de 0-5%. (22 y 18 inventarios respectivamente), sí que hubo inventarios que superaron el 25% de cobertura, llegando un inventario de P30 a estar cubierto prácticamente en la totalidad de su superficie.

Tras realizar el ANOVA para ver si existen diferencias significativas entre tratamientos se puede concluir que no las hay ($\text{sig} > 0,119$), tal como muestra la tabla 4.4. Se realizó también la comparación Post Hoc con el test de Tukey (HSD), pero tampoco mostró diferencias significativas al hacer las comparaciones entre tratamientos por parejas (tabla 4.5).

Tabla 4.4. ANOVA para el porcentaje de cobertura de helechos según tratamiento. El factor es el tratamiento (0%, 20% y 30%). (gl = grados de libertad; sig = significación).

ANOVA de un factor					
Variable: Arcoseno(raíz(helechos/100))					
	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	0,003	2	0,001	2,169	0,119
Intra-grupos	0,070	117	0,001		
Total	0,073	119			

Tabla 4.5. Test de Tukey HSD de comparaciones múltiples para el porcentaje de cobertura de helechos según los tratamientos de aclareo (0%, 20% y 30%). (Tratamientos: P0 = 1,0; P20 = 2,0; P30 = 3,0).

Comparaciones múltiples						
Variable: arcoseno(raíz(helechos/100))						
HSD de Tukey						
(I) Tratamiento	(J) Tratamiento	Diferencia de medias (I-J)	Error típico	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
					Límite inferior	Límite superior
1	2	-0,011	0,005	0,098	-0,024	0,002
	3	-0,005	0,005	0,593	-0,018	0,008
2	1	0,011	0,005	0,098	-0,002	0,024
	3	0,006	0,005	0,513	-0,007	0,019
3	1	0,005	0,005	0,593	-0,008	0,018
	2	-0,006	0,005	0,513	-0,019	0,007

4.1.3. Otros

En la figura 4.2 se puede ver el diagrama de barras que muestra el porcentaje de cobertura media de la fracción “otros” según tratamiento. Al contrario que con los helechos y las zarzas, las parcelas bajo el tratamiento P20 tienen el menor porcentaje, un 14,9%. Le sigue las parcelas de P0, con un 16,4% y por último, las que mayor porcentaje de cobertura tienen, ligeramente mayor que los otros dos tratamientos, son las parcelas de P30, con un 21,8%.

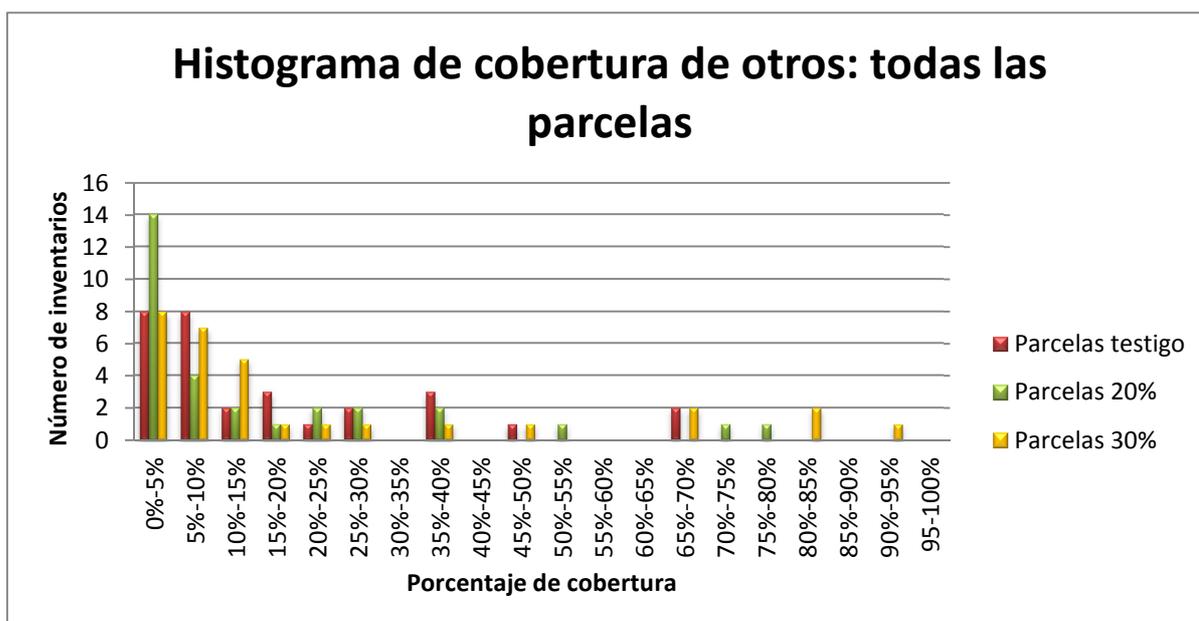


Figura 4.5. Histograma de cobertura de la fracción vegetal “otros” según el porcentaje de cobertura y el tratamiento.

Como se aprecia en la figura 4.5, la tendencia de distribución de la cobertura de los diferentes inventarios cambia respecto a las zarzas y los helechos. En los tratamientos P0 y P30, algo menos de un tercio de los inventarios contaban con una cobertura menor del 5%. En el caso de P20, aproximadamente la mitad de los inventarios tenían menos del 5%. El número de inventarios va disminuyendo sucesivamente hasta el rango de cobertura 25-30%. A partir de este valor se pueden encontrar algunos inventarios de los diferentes tratamientos hasta llegar a porcentajes de cobertura de 80-85% y 90-95% en dos inventarios del P30.

Las diferencias entre tratamientos en esta fracción vegetal no son significativas ($\text{sig} > 0,332$), como indica la tabla 4.6. Como es de esperar con este resultado, tampoco existen diferencias significativas entre ninguna pareja de tratamientos (tabla 4.7).

Tabla 4.6. ANOVA para el porcentaje de cobertura de la fracción vegetal “otros” según tratamiento. El factor es el tratamiento (0%, 20% y 30%). (gl = grados de libertad; sig = significación).

ANOVA de un factor					
Variable: $\arcseno(\text{raíz}(\text{otros}/100))$					
	Suma de cuadrados	de gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	0,001	2	0,001	1,118	0,332
Intra-grupos	0,052	87	0,001		
Total	0,053	89			

Tabla 4.7. Test de Tukey HSD de comparaciones múltiples para el porcentaje de cobertura de “otros” según los tratamientos de aclareo (0%, 20% y 30%). (Tratamientos: P0 = 1,0; P20 = 2,0; P30 = 3,0).

Comparaciones múltiples						
Variable: arcoseno(raíz(otros/100))						
HSD de Tukey						
(I)	(J)	Diferencia de medias (I-J)	Error típico	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
Tratamiento	Tratamiento				Límite inferior	Límite superior
1,0	2,0	0,004	0,006	0,824	-0,011	0,019
	3,0	-0,006	0,006	0,647	-0,021	0,0092
2,0	1,0	-0,004	0,006	0,824	-0,0188	0,011
	3,0	-0,009	0,006	0,303	-0,024	0,006
3,0	1,0	0,006	0,006	0,647	-0,009	0,021
	2,0	0,009	0,006	0,303	-0,006	0,024

4.1.4. Total

En la figura 4.6 se puede observar un diagrama de barras con el porcentaje de cobertura vegetal media total según tratamiento. No se incluyeron los datos de helechos de septiembre. Los tres tipos de tratamiento presentan unos porcentajes entre el 21% y el 25%, siendo las parcelas testigo las que menor porcentaje de cobertura tienen y las del tratamiento P30 las que más cobertura presentan. Como se vio en la figura 4.2, las parcelas P30 tenían un porcentaje superior de cobertura en la fracción “otros” respecto a P0 y P20, lo que hace que en total sean las que más cobertura tienen. Hay una tendencia no significativa al aumento de cobertura del sotobosque al aumentar la cantidad de árboles aclarados (tabla 4.8.).

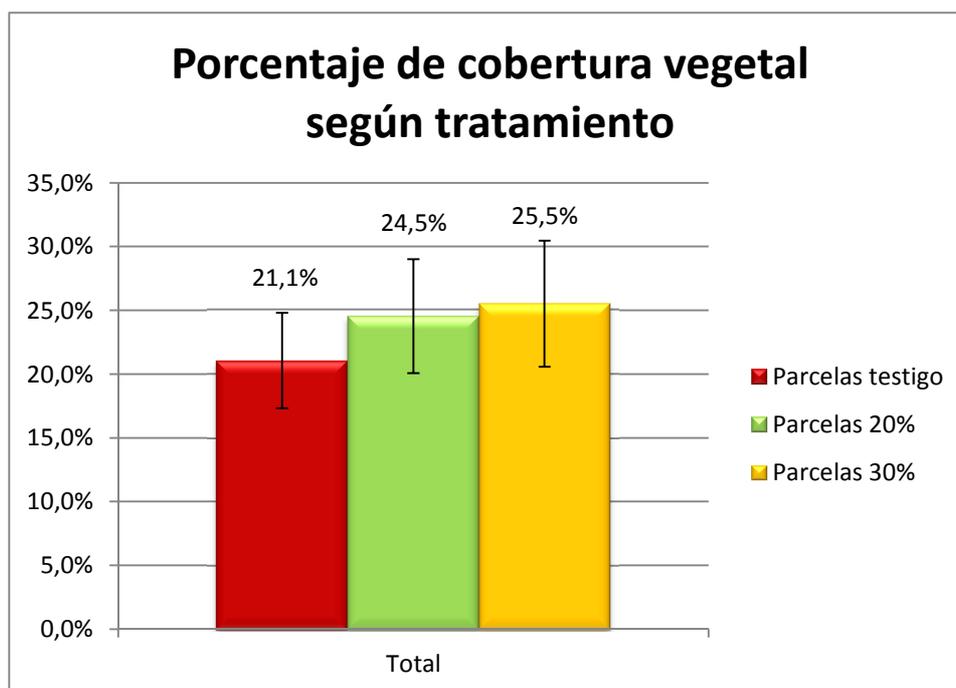


Figura 4.6. Porcentaje de cobertura vegetal (media \pm error estándar) del sotobosque según tratamiento (no se incluyen los datos de septiembre de helechos)

Tabla 4.8. ANOVA para el porcentaje de cobertura del total de sotobosque según tratamiento. El factor es el tratamiento (0%, 20% y 30%). (gl = grados de libertad; sig = significación).

ANOVA de un factor					
Variable: acoseno(raíz(total/100))					
	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	0,005	2	0,003	0,578	0,563
Intra-grupos	0,406	87	0,005		
Total	0,411	89			

En la tabla 4.9 se puede ver la variabilidad en la cobertura media total de las diferentes parcelas. Existen diferencias de porcentajes en todas las parcelas según tratamiento, como se observó en la tabla 4.1, en la que se separó la cobertura de cada parcela según especies y se vio que, a excepción de las zarzas de P30, el resto de especies para todos los tratamientos presentaban porcentajes de cobertura diferentes, por lo que era de esperar que la cobertura media total siguiera la misma tendencia.

Tabla 4.9. Porcentaje de cobertura vegetal media total por parcela. El color indica el tratamiento (ver Figura 4.2).

Porcentaje de cobertura vegetal	
Parcela	Media total
1 (P0)	21,5%
2 (P30)	12,9%
3 (P20)	37,1%
4 (P0)	10,2%
5 (P20)	14,7%
6 (P20)	21,8%
7 (P30)	18,8%
8 (P0)	30,6%
9 (P30)	44,9%
Media	23,6%

4.2. BIOMASA

En la figura 4.7 se puede observar la biomasa media recogida en los transectos a nivel global, incluyendo los datos de todos los tratamientos. Se incluyeron los datos de junio y septiembre para los helechos, del mismo modo que se hizo en el apartado 4.1. Se puede observar que, a pesar de tener menor cobertura las zarzas que los helechos, las zarzas tenían más masa. La biomasa de otros sigue siendo mayor, al igual que ocurría con el porcentaje, aunque en este caso la proporción es menor respecto a la cobertura.

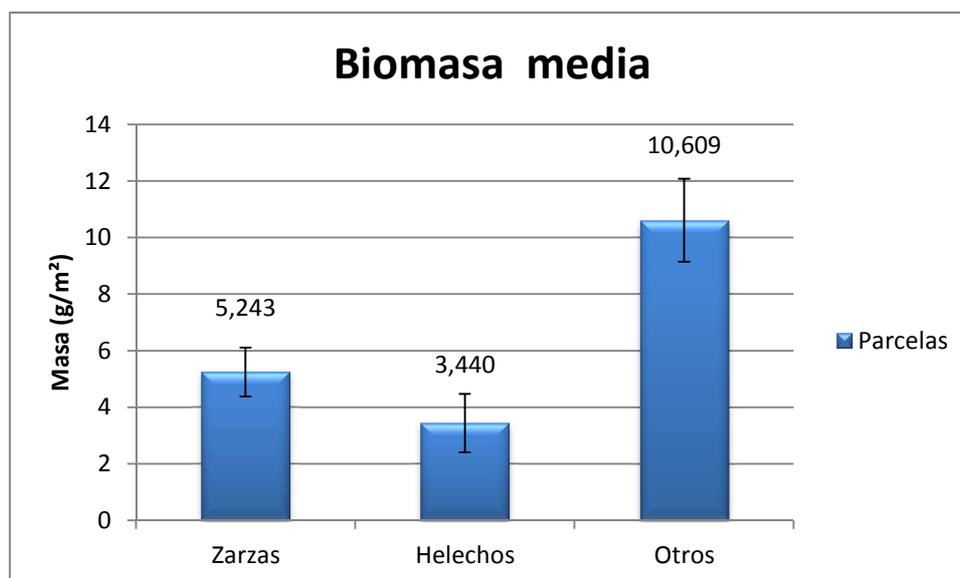


Figura 4.7. Biomasa (media \pm error estándar, g/m²) de los inventarios muestreados según especies de sotobosque.

4.2.1. Zarzas

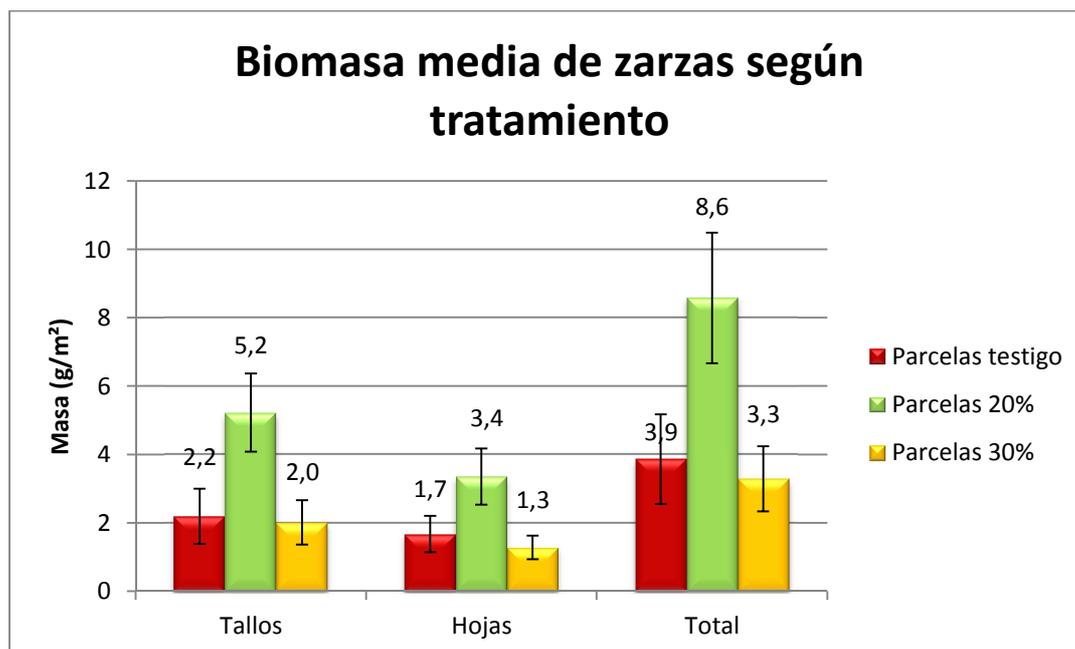


Figura 4.8. Biomasa (media \pm error estándar, g/m²) de los inventarios muestreados de zarzas y separados por partes (hojas y tallos).

4.2.1.1. Tallos

En la figura 4.8 se puede observar que la masa de los tallos de las zarzas es, aproximadamente, 2/3 de la masa total de las zarzas para los tres tipos de tratamiento, lo que indica que en las zarzas los tallos son más pesados que las hojas. El tratamiento P20 tiene más biomasa que el resto de tratamientos, en concreto, algo más del doble.

4.2.1.2. Hojas

Al igual que se ha comentado en el apartado 4.2.1.1, las hojas de las zarzas son aproximadamente 1/3 de la masa total de la biomasa aérea de las zarzas. En los 3 tipos de tratamiento se da esta proporción.

4.2.1.3 Total zarzas

De acuerdo a la figura 4.8, el tratamiento que más biomasa media tiene es el P20, siendo ésta más del doble que en los tratamientos P0 y P30. El tratamiento P30 tiene algo menos de biomasa media que el P0. Esta distribución es muy parecida a la que se muestra en la figura 4.2 para la cobertura de las zarzas, en la que P20 es la que tiene más cobertura, y siendo ésta aproximadamente el doble de los otros dos tratamientos.

Se realizó un análisis ANOVA (tabla 4.10) para ver si las diferencias entre tratamientos son significativas. Al ser el valor de significación menor del 5% (sig=0,023), se realizó el test de Tukey HSD (tabla 4.11), para comprobar que tratamientos son significativamente distintos respecto a los demás. El test dio como resultado que el tratamiento P20 es significativamente diferente a los tratamientos P0 y P30.

Tabla 4.10. ANOVA para la biomasa de zarzas según tratamiento. El factor es el tratamiento (0%, 20% y 30%). (gl = grados de libertad; sig = significación).

ANOVA de un factor					
Variable: $\arcseno(\sqrt{\text{zarza}/100})$					
	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	0,248	2	0,124	3,952	0,023
Intra-grupos	2,730	87	0,031		
Total	2,978	89			

Tabla 4.11. Test de Tukey HSD de comparaciones múltiples para la biomasa de zarzas según los tratamientos de aclareo (0%, 20% y 30%). (Tratamientos: P0 = 1,0; P20 = 2,0; P30 = 3,0).

Comparaciones múltiples						
Variable: $\arcseno(\sqrt{\text{zarza}/100})$						
HSD de Tukey						
(I) Tratamiento	(J) Tratamiento	Diferencia de medias (I-J)	Error típico	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
					Límite inferior	Límite superior
1,0	2,0	-0,11122*	0,04574	0,045	-0,2203	-0,0022
	3,0	0,00028	0,04574	1,000	-0,1088	0,1093
2,0	1,0	0,11122*	0,04574	0,045	0,0022	0,2203
	3,0	0,11150*	0,04574	0,044	0,0024	0,2206
3,0	1,0	-0,00028	0,04574	1,000	-0,1093	0,1088
	2,0	-0,11150*	0,04574	0,044	-0,2206	-0,0024

*. La diferencia de medias es significativa al nivel 0.05.

4.2.2. Helechos

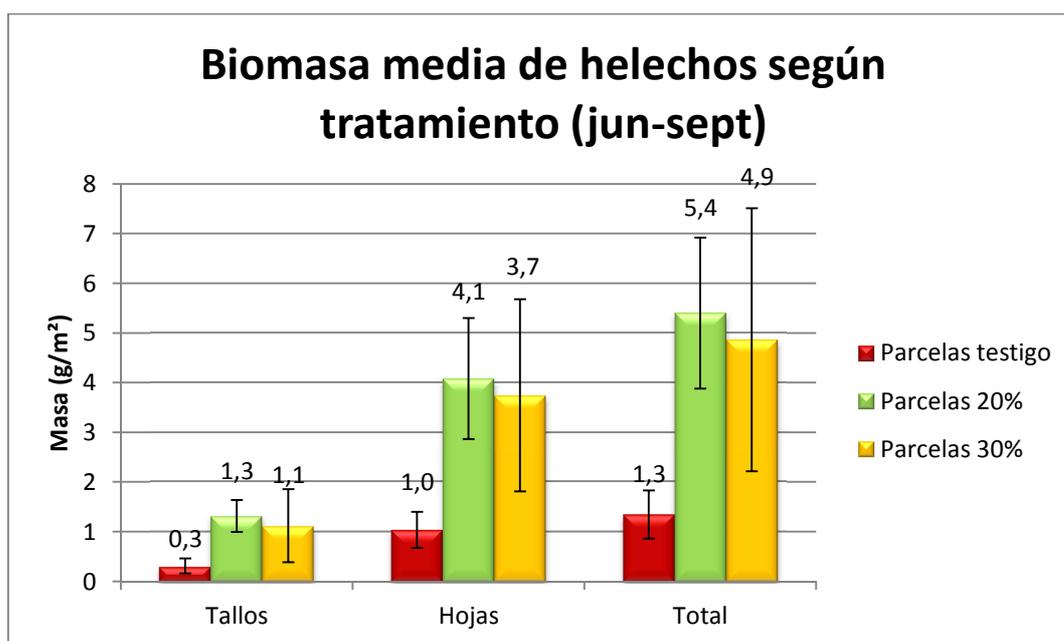


Figura 4.9. Biomasa (media \pm error estándar, g/m²) de los inventarios muestreados de helechos y separados por partes (hojas y tallos).

4.2.2.1. Tallos

Observando la figura 4.9 se puede concluir que los tallos de los helechos, para los tres tratamientos, tienen menor masa que las hojas, aproximadamente constituyen 1/4 de la masa media de helechos de las parcelas.

4.2.2.2. Hojas

Las hojas de los helechos son aproximadamente 3/4 de la masa del helecho para todos los tratamientos. Hay una tendencia al aumento de la biomasa en P20 y P30 respecto a P0.

4.2.2.3. Total helechos

Según la gráfica 4.9, el tratamiento que más biomasa de helechos contiene es el P20, seguido muy de cerca por P30. El tratamiento testigo es el que menor masa tiene, siendo esta bastante menor que en los otros dos tratamientos (1,3 g frente a 5,4 g y 4,9 g). Cabe destacar la biomasa del tratamiento P30, ya que, si se observa la figura 4.2 de porcentaje de cobertura vegetal media, el tratamiento P20 tiene 1/3 más de cobertura que P30. La razón por la que P30 tiene un valor de biomasa cercano a P20 se puede ver en la figura 4.10, en la que se ve que uno de los inventarios de P30 tenía un valor de masa muy superior al resto de inventarios.

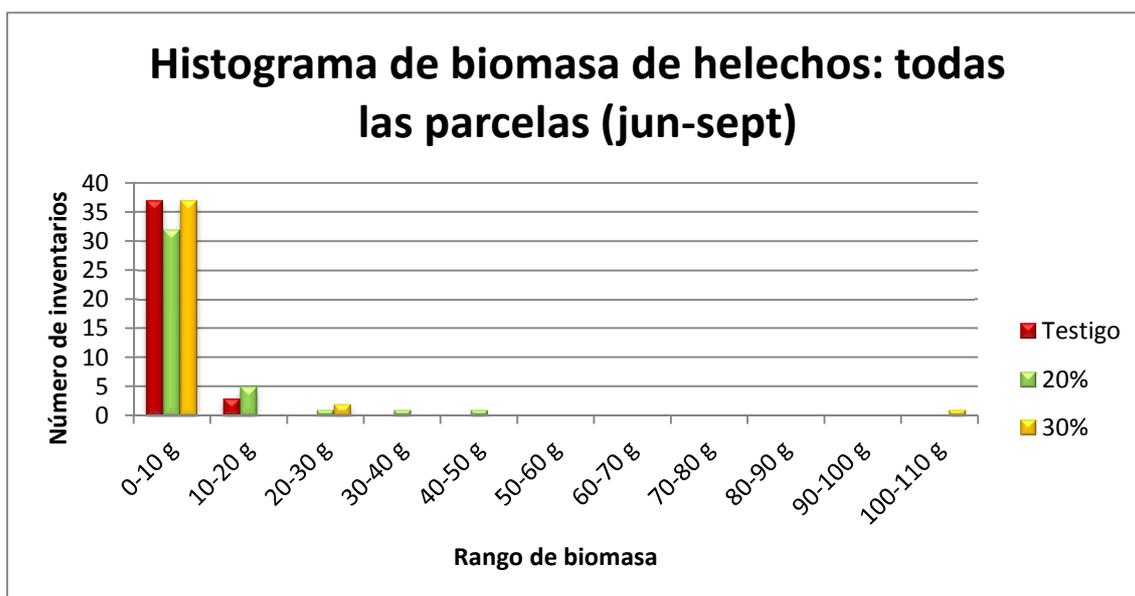


Figura 4.10. Histograma de biomasa de helechos según tratamiento.

Al igual que ocurre con el análisis de la biomasa de las zarzas, al realizar el ANOVA (tabla 4.12) de la biomasa de los helechos sale una significación menor del 5% ($\text{sig}=0,12$), por lo que se llevó a cabo el test de Tukey HSD (tabla 4.13). En este caso, existen diferencias significativas entre el tratamiento testigo y el tratamiento P20.

Tabla 4.12. ANOVA para la biomasa de helechos según tratamiento. El factor es el tratamiento (0%, 20% y 30%). (gl = grados de libertad; sig = significación).

ANOVA de un factor					
Variable: $\arcseno(\text{raíz}(\text{helechos}/100))$					
	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	0,200	2	0,100	4,588	0,012
Intra-grupos	2,528	116	0,022		
Total	2,728	118			

Tabla 4.13. Test de Tukey HSD de comparaciones múltiples para la biomasa de helechos según los tratamientos de aclareo (0%, 20% y 30%). (Tratamientos: P0 = 1,0; P20 = 2,0; P30 = 3,0).

Comparaciones múltiples						
Variable: $\arcseno(\text{raíz}(\text{helechos}/100))$						
HSD de Tukey						
(I) Tratamiento	(J) Tratamiento	Diferencia de medias (I-J)	Error típico	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
					Límite inferior	Límite superior
1,0	2,0	-0,09560*	0,03301	0,012	-0,1740	-0,0172
	3,0	-0,02222	0,03322	0,782	-0,1011	0,0566
2,0	1,0	0,09560*	0,03301	0,012	0,0172	0,1740
	3,0	0,07338	0,03322	0,074	-0,0055	0,1522
3,0	1,0	0,02222	0,03322	0,782	-0,0566	0,1011
	2,0	-0,07338	0,03322	0,074	-0,1522	0,0055

*. La diferencia de medias es significativa al nivel 0.05.

4.2.3. Otros

En la figura 4.11 se puede ver la biomasa media de la fracción “otros” según tratamiento. Al igual que ocurre con la cobertura (figura 4.2), las parcelas con el tratamiento P30 tienen más biomasa que las parcelas P0, y éstas tienen más que P20. Las diferencias entre tratamientos no son significativas (tabla 4.14).

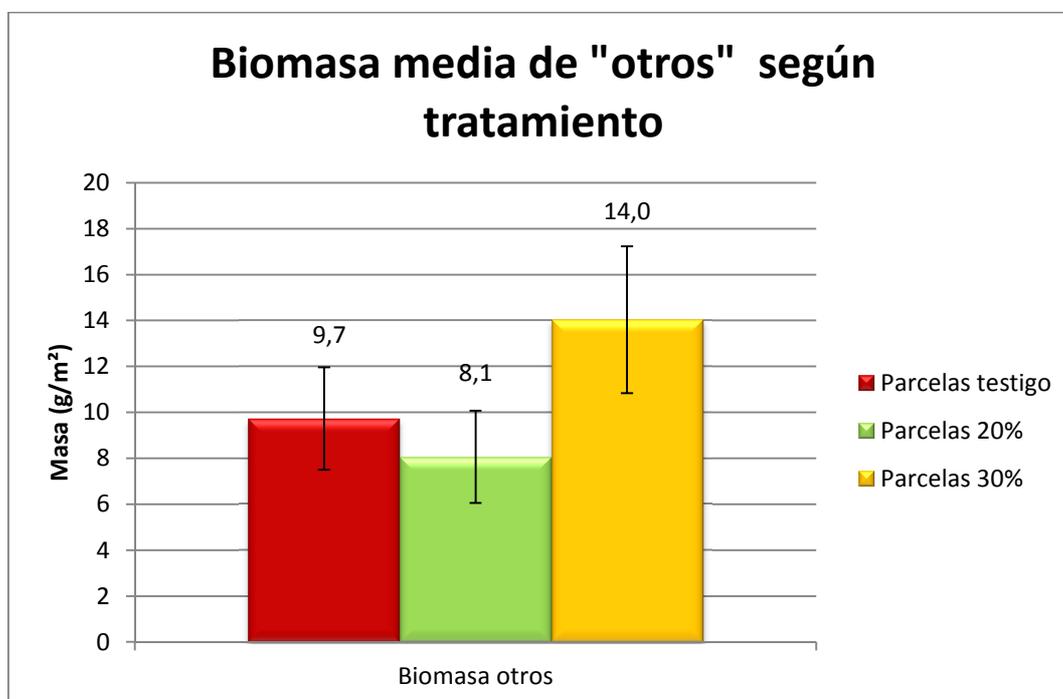


Figura 4.11. Biomasa (media \pm error estándar, g/m²) de los inventarios muestreados de “otros” según tratamiento

Tabla 4.14. ANOVA para la biomasa de "otros" según tratamiento. El factor es el tratamiento (0%, 20% y 30%). (gl = grados de libertad; sig = significación).

ANOVA de un factor					
Variable: arcoseno(raíz(otros/100))					
	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	0,158	2	0,079	1,717	0,186
Intra-grupos	3,992	87	0,046		
Total	4,149	89			

4.2.4. Biomasa total del sotobosque

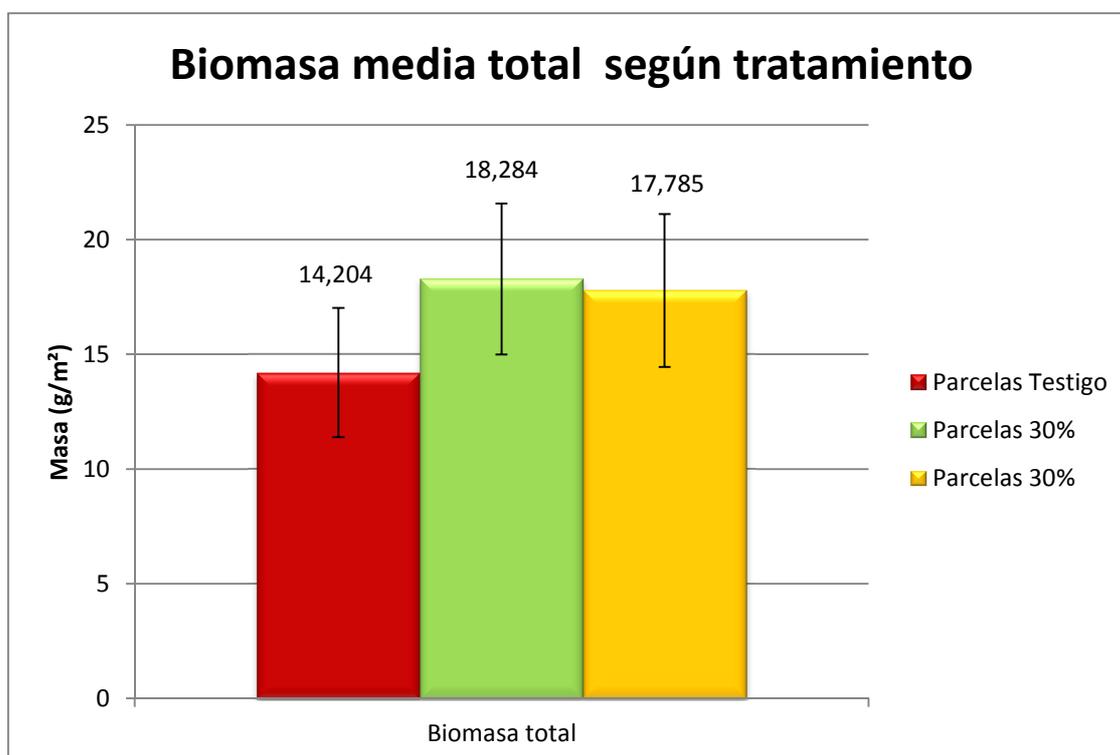


Figura 4.15. Biomasa (media \pm error estándar) en gramos, de los inventarios muestreados según especies de sotobosque y tratamiento.

En el caso de la biomasa total media (figura 4.15), se ve que la biomasa aérea media es algo mayor en el tratamiento P20 respecto p30, En la cobertura ocurría lo contrario, las parcelas P30 tenían mayor porcentaje de cobertura respecto a las parcelas P20 (figura 4.6). Las parcelas testigo son las que menor biomasa aérea media contienen. A pesar de existir diferencias, estas no son significativas (tabla 4.16).

Tabla 4.16. ANOVA para la biomasa total según tratamiento. El factor es el tratamiento (0%, 20% y 30%). (gl = grados de libertad; sig = significación).

ANOVA de un factor					
Variable: arcoseno(raíz(total/100))					
	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	,061	2	,030	,512	,601
Intra-grupos	5,149	87	,059		
Total	5,209	89			

A continuación se muestran tres gráficos circulares (figura 4.13, figura 4.14 y figura 4.15), que indican la proporción de biomasa de cada una de las especies para cada tratamiento. No se incluyeron los datos de septiembre de los helechos, ya que no se recogieron en esos transectos biomasa de zarzas o de “otros”, sin embargo, el porcentaje de biomasa que representan los helechos sería mayor ya que se observó un desarrollo mucho mayor en los helechos que en el resto de especies. Tanto las parcelas del tratamiento testigo como las del tratamiento P30 presentan más biomasa de la fracción “otros”, siendo esta aproximadamente 3/4 del total. Después le siguen las zarzas y por último los helechos son los que menos porcentaje de masa presentan. En cambio, las parcelas del tratamiento P20 tienen más porcentaje de zarzas, teniendo la fracción “otros” un valor similar aunque algo menor. Los helechos tienen el menor porcentaje del total, aunque es mayor en este tratamiento que en los otros dos tratamientos.

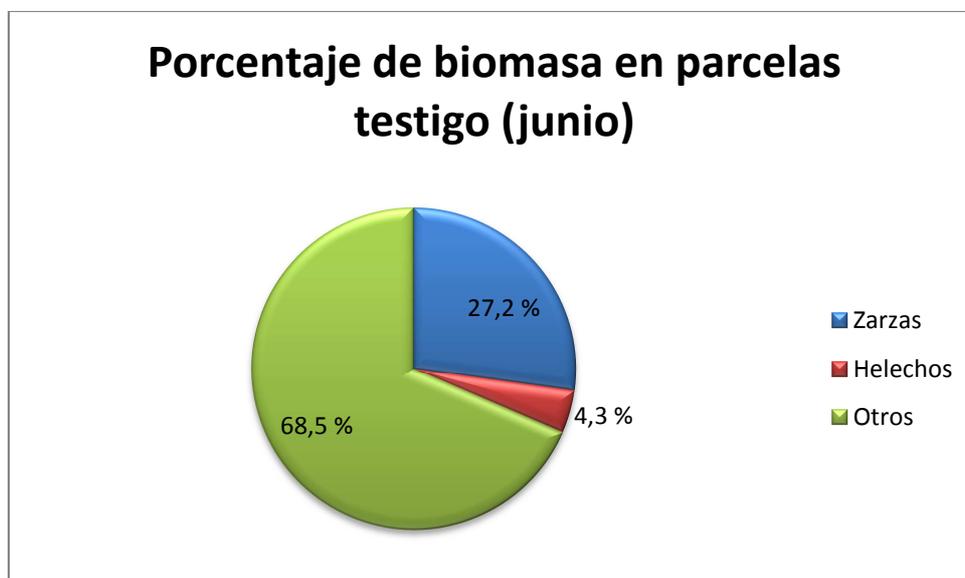


Figura 4.13. Porcentaje de biomasa de cada una de las especies en las parcelas testigo.

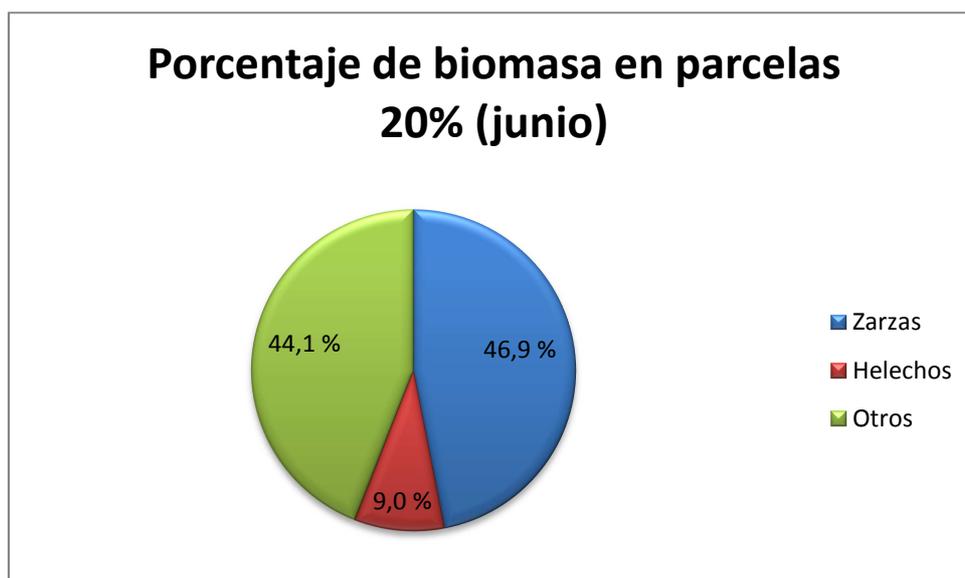


Figura 4.14. Porcentaje de biomasa de cada una de las especies en las parcelas 20%.

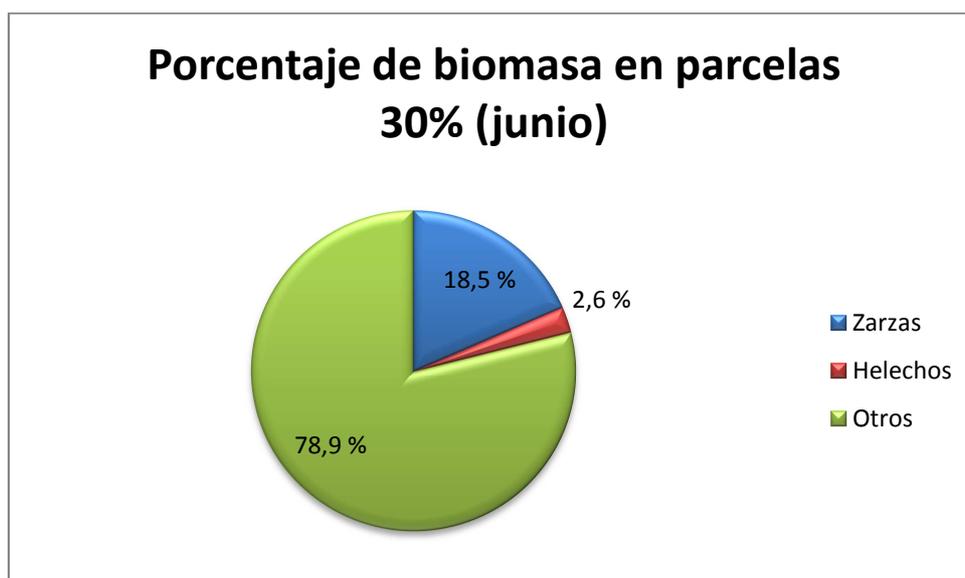


Figura 4.15. Porcentaje de biomasa de cada una de las especies en las parcelas 30%.

4.3. RELACIONES COBERTURA-BIOMASA

A continuación se presentan los resultados obtenidos en los análisis de regresión para cada una de las especies analizadas. En las zarzas y los helechos, además de obtener las ecuaciones para la biomasa total, también se han calculado ecuaciones para las hojas y los tallos. Se utilizaron 47 parejas de datos en los análisis de las zarzas, 60 parejas de datos para los helechos y 82 parejas de datos para la fracción "otros". Las ecuaciones de tipo exponencial y logarítmico no se incluyeron en el análisis de ANOVA debido al bajo coeficiente de determinación que presentaron, siendo este menor de 0,6 en la mayoría de los casos.

4.3.1. Zarzas

4.3.1.1. Tallos

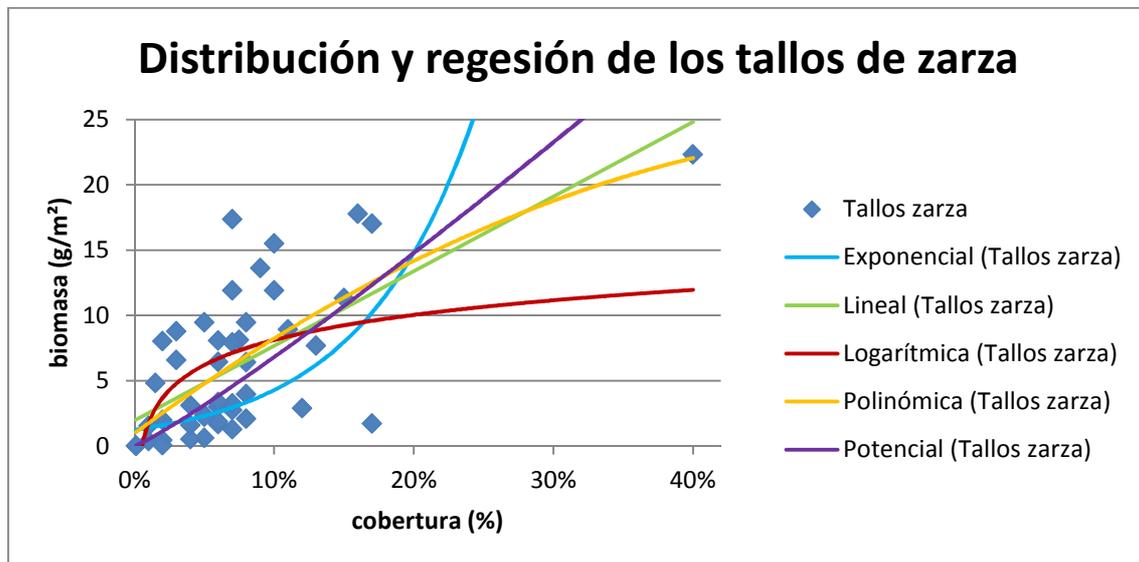


Figura 4.16. Diagrama de dispersión con las curvas de regresión para cobertura y biomasa de tallos de zarza.

Como se aprecia visualmente en la figura 4.16, las curvas exponencial y logarítmica no se ajustan de manera adecuada a los datos. El coeficiente de determinación, en ambos casos fue bajo, siendo $R^2=0,254$ para la curva exponencial y $R^2=0,305$ para la curva logarítmica. Las otras tres curvas presentan un coeficiente mayor, por lo que se realizó el análisis de ANOVA (tabla 4.17). En los 3 casos, la significación fue menor de 0,001, indicando que la variable explicativa (cobertura) influye sobre la variable dependiente (biomasa). El mejor ajuste ha sido proporcionado por la curva potencial. Dos de los coeficientes de la regresión no son significativos, lo que significa que no es necesario utilizarlos en la ecuación, ya que no añaden información significativa adicional.

Tabla 4.17. Resultado de distintos análisis de regresión de biomasa (g/m²) de tallos de zarza en función de la cobertura (%). N = 47.

Tipo de regresión	Ecuación	R ²	R ² corregido	Sig ANOVA regresión	Sig. coef. 1	Sig. coef. 2	Sig. coef. 3
Lineal	$57,119x + 1,961$	0,438	0,425	<0,001	<0,001	0,045	NA
Cuadrática	$-66,381x^2 + 79,272x + 0,969$	0,452	0,426	<0,001	0,311	0,002	0,479
Potencial	$89,352x^{1,118}$	0,613	0,604	<0,001	<0,001	0,025	NA

4.3.1.2. Hojas

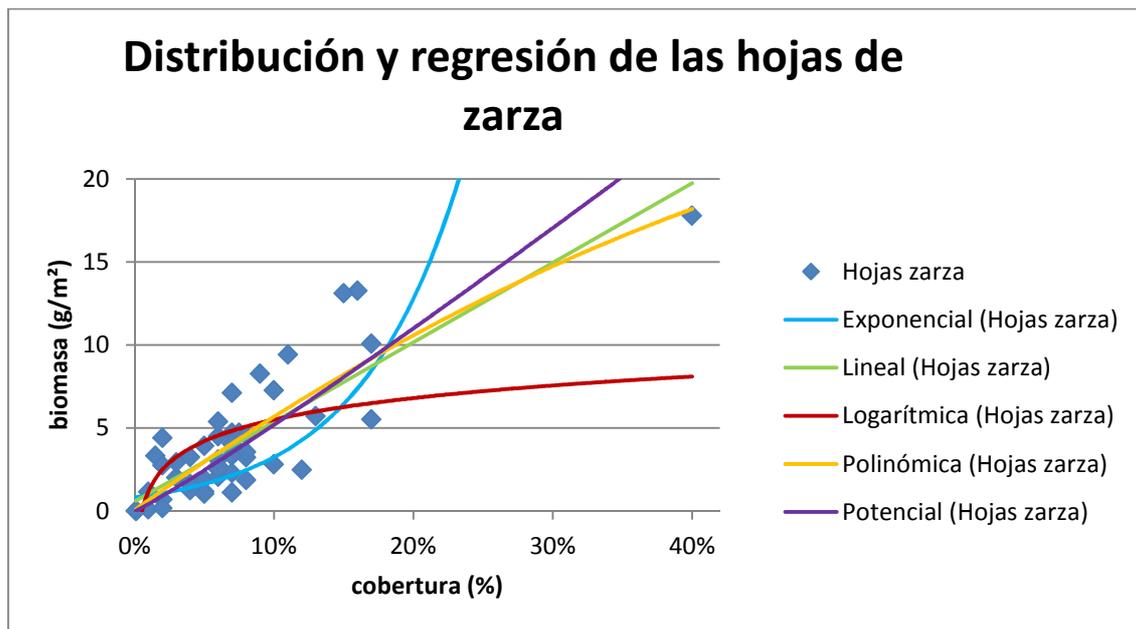


Figura 4.17. Diagrama de dispersión con las curvas de regresión para cobertura y biomasa de hojas de zarza.

En la misma línea que los tallos, las curvas que peor se adaptan a los datos de las hojas son la exponencial ($R^2=0,354$) y la logarítmica ($R^2=0,391$). Para el resto de curvas de regresión se realizó el análisis ANOVA, obteniendo los mismos resultados que en el caso anterior (tabla 4.18), ya que la curva que mejor se ajusta es la potencial.

Tabla 4.18. Resultado de distintos análisis de regresión de biomasa (g/m²) de hojas de zarza en función de la cobertura (%). $N = 47$.

Tipo de regresión	Ecuación	R ²	R ² corregido	Sig ANOVA regresión	Sig. coef. 1	Sig. coef. 2	Sig. coef. 3
Lineal	$0,47884x + 0,587$	0,703	0,696	<0,001	<0,001	0,167	NA
Cuadrática	$-36,252x^2 + 59,791x + 0,070$	0,712	0,699	<0,001	0,239	<0,001	0,911
Potencial	$62,588x^{1,080}$	0,802	0,798	<0,001	<0,001	0,001	NA

4.3.1.3. Total zarzas

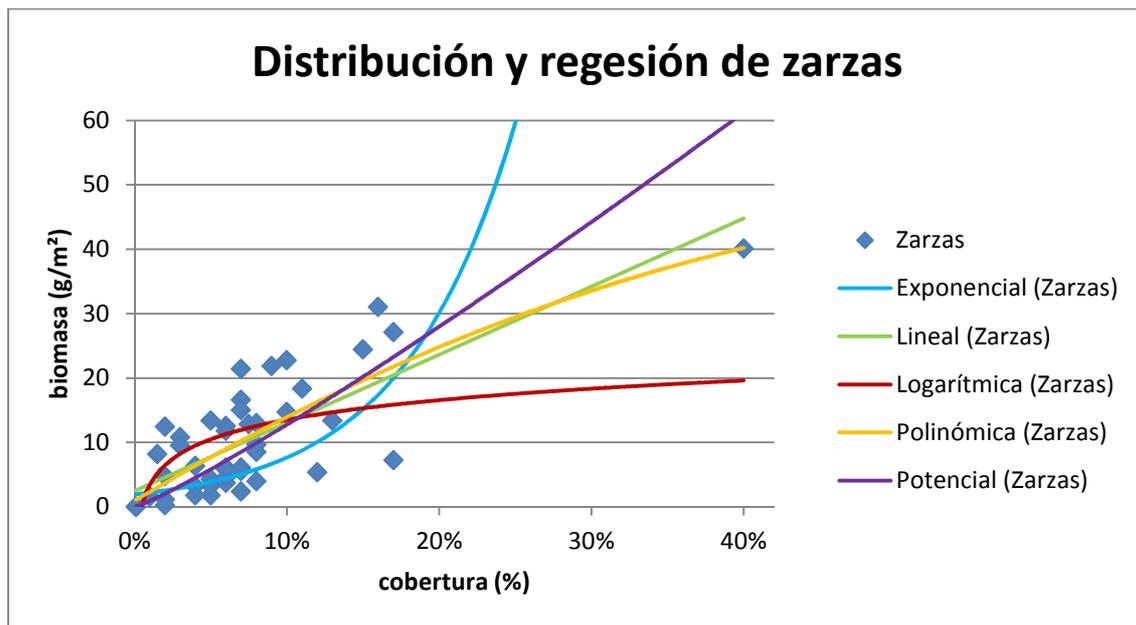


Figura 4.18. Diagrama de dispersión con las curvas de regresión para cobertura y biomasa de zarzas.

Como se aprecia en la figura 4.18, las curvas que peor se adaptan a los datos y por tanto, las que tienen coeficientes de determinación más bajos son las curvas exponencial ($R^2=0,2306$) y logarítmica ($R^2=0,375$). El resto de curvas de regresión se analizaron con ANOVA, siendo la curva potencial la que mejor se ajusta en este caso (tabla 4.19).

Tabla 4.19. Resultado de distintos análisis de regresión de biomasa (g/m^2) de zarzas en función de la cobertura (%). $N = 47$.

Tipo de regresión	Ecuación	R^2	R^2 corregido	Sig ANOVA regresión	Sig. coef. 1	Sig. coef. 2	Sig. coef. 3
Lineal	$105,731x + 2,452$	0,596	0,587	<0,001	<0,001	0,057	NA
Cuadrática	$-105,849x^2 + 140,497x + 0,944$	0,609	0,592	<0,001	0,219	<0,001	0,589
Potencial	$172,658x^{1,131}$	0,762	0,756	<0,001	<0,001	0,003	NA

4.3.2. Helechos

4.3.2.1. Tallos

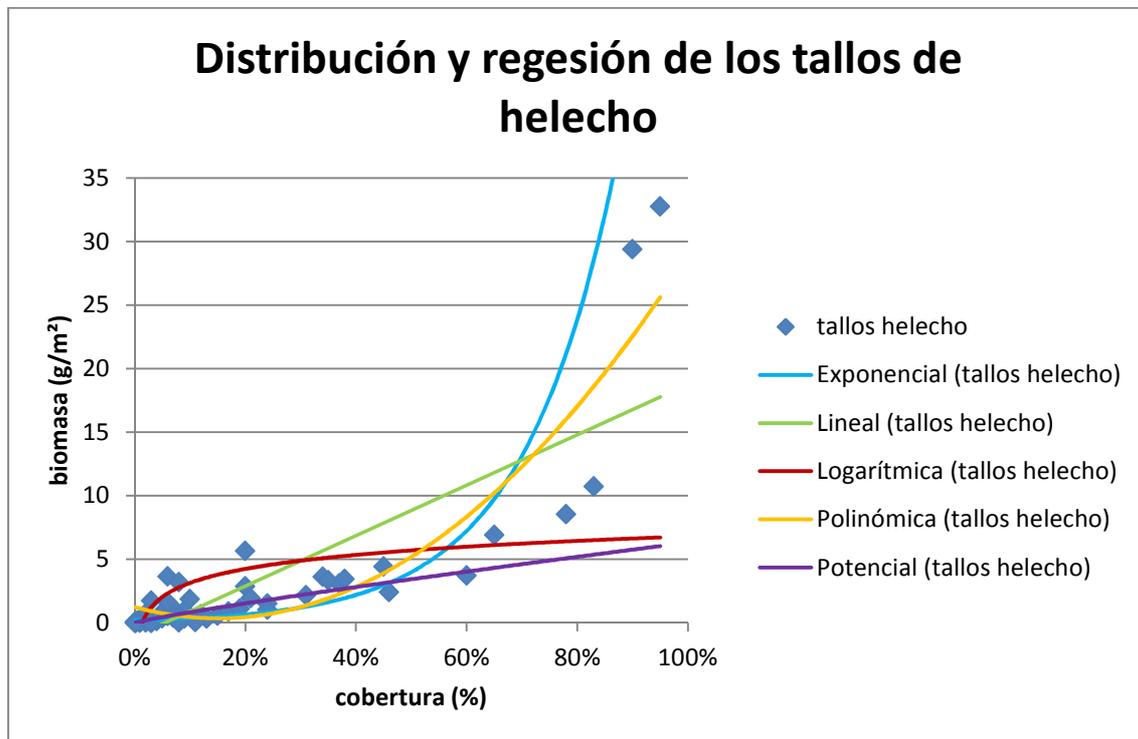


Figura 4.19. Diagrama de dispersión con las curvas de regresión para cobertura y biomasa de tallos de helecho.

En la figura 4.19 se aprecia la distribución de los datos y las curvas de regresión de los tallos. La curva logarítmica, con $R^2=0,223$, es la que peor explica la relación, seguida de la curva exponencial ($R^2=0,564$). La regresión lineal y la curva de regresión potencial presentan coeficientes de determinación en torno al 0,65. A pesar de ello, se realizaron los análisis ANOVA y en ambos casos la cobertura influye significativamente sobre la biomasa. Sin embargo, la curva que mejor se ajusta ha sido la curva cuadrática. En este caso, los tres coeficientes de la curva cuadrática son significativos, por lo que se dan información significativa adicional.

Tabla 4.20. Resultado de distintos análisis de regresión de biomasa (g/m^2) de tallos de helecho en función de la cobertura (%). $N = 60$.

Tipo de regresión	Ecuación	R^2	R^2 corregido	Sig ANOVA regresión	Sig. coef. 1	Sig. coef. 2	Sig. coef. 3
Lineal	$19,848x - 1,099$	0,657	0,651	<0,001	<0,001	0,059	NA
Cuadrática	$39,511x^2 - 11,877x + 1,252$	0,830	0,824	<0,001	<0,001	0,009	0,017
Potencial	$6,323x^{0,882}$	0,665	0,659	<0,001	<0,001	<0,001	NA

4.3.2.2. Hojas

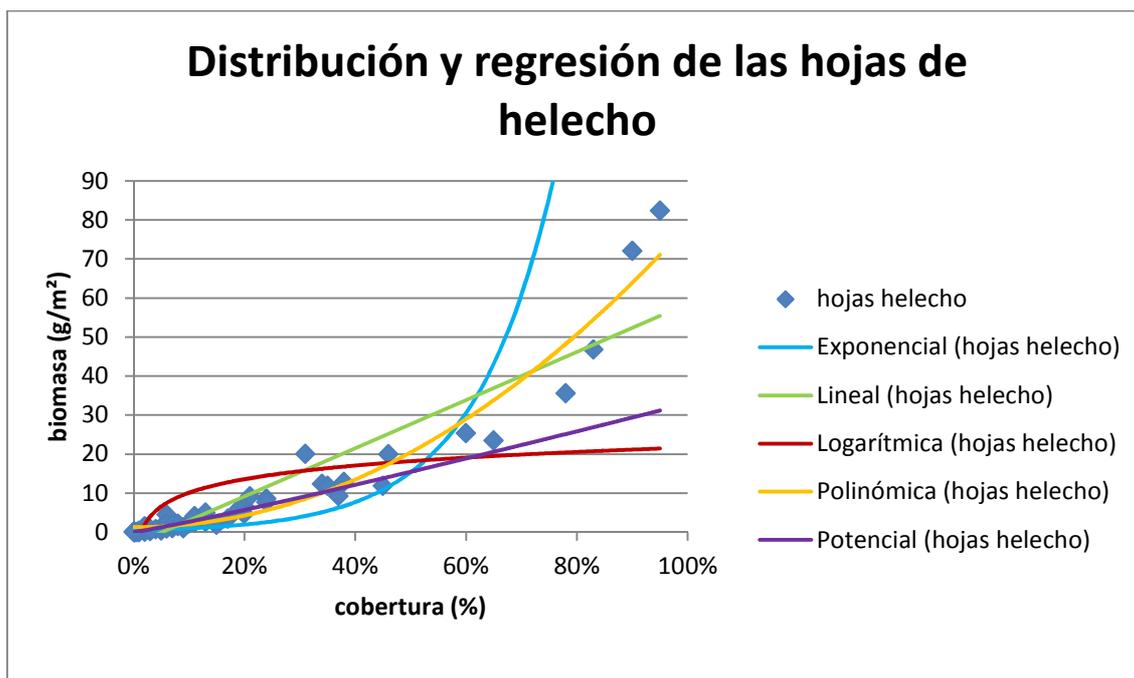


Figura 4.20. Diagrama de dispersión con las curvas de regresión para cobertura y biomasa de hojas de helecho.

Al igual que en el caso de los tallos, las curvas de regresión de las hojas de los helechos siguen una distribución muy parecida. La exponencial ($R^2=0,610$) y la logarítmica ($R^2=0,325$) son las que peor se ajustan al modelo. En cambio, la regresión lineal y las curvas cuadrática y potencial presentan un $R^2>0,85$, siendo otra vez (tabla 4.21) la curva cuadrática la que mejor explica la relación entre los datos de cobertura y biomasa.

Tabla 4.21. Resultado de distintos análisis de regresión de biomasa (g/m^2) de hojas de helecho en función de la cobertura (%). $N = 60$.

Tipo de regresión	Ecuación	R^2	R^2 corregido	Sig ANOVA regresión	Sig. coef. 1	Sig. coef. 2	Sig. coef. 3
Lineal	$61,718x - 3,244$	0,854	0,852	<0,001	<0,001	0,002	NA
Cuadrática	$78,096x^2 - 0,741x + 1,283$	0,946	0,944	<0,001	<0,001	0,912	0,100
Potencial	$32,943x^{1,091}$	0,874	0,872	<0,001	<0,001	<0,001	NA

4.3.2.3 Total helechos

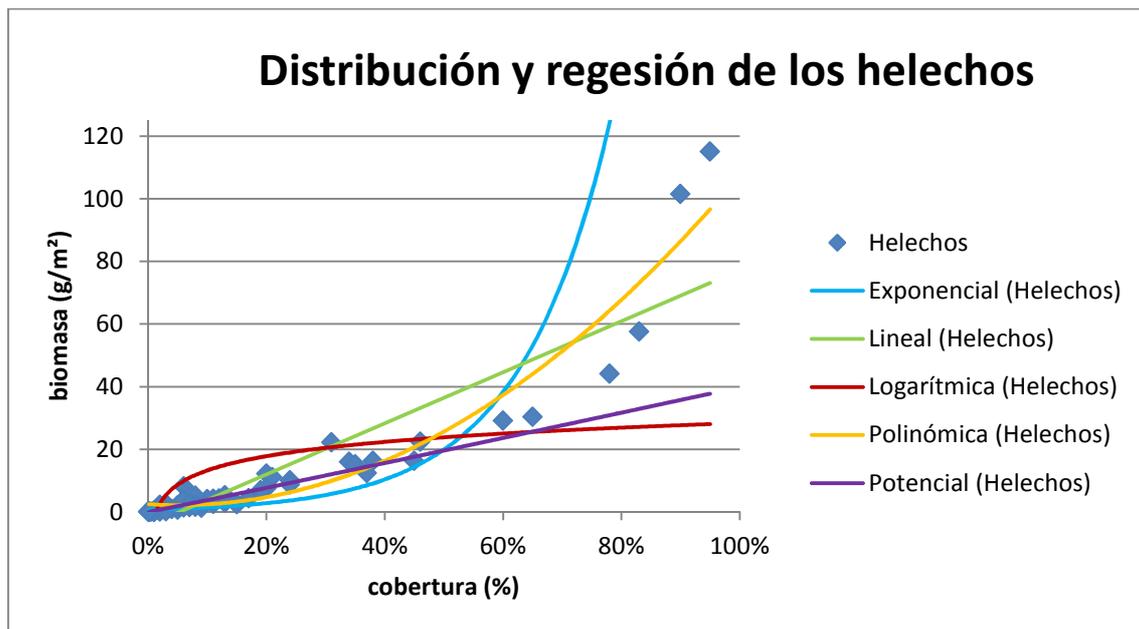


Figura 4.21. Diagrama de dispersión con las curvas de regresión para cobertura y biomasa de helechos.

En la figura 4.21 se aprecia la distribución de los datos de los helechos, y se observa que están menos dispersos que en el caso de las zarzas. En general, las curvas de regresión se ajustan muy bien a los datos, a excepción de la logarítmica ($R^2=0,303$) y la exponencial ($R^2=0,623$). Se puede observar también que, dentro de las otras tres curvas, las cuales presentan buenos coeficientes de determinación (tabla 4.22), la que mejor se ajusta, tanto gráficamente como analíticamente es la curva cuadrática.

Tabla 4.22. Resultado de distintos análisis de regresión de biomasa (g/m^2) de helechos en función de la cobertura (%). $N = 60$.

Tipo de regresión	Ecuación	R^2	R^2 corregido	Sig ANOVA regresión	Sig. coef. 1	Sig. coef. 2	Sig. coef. 3
Lineal	$81,507x - 4,315$	0,815	0,812	<0,001	<0,001	0,006	NA
Cuadrática	$117,294x^2 - 12,300x + 2,484$	0,928	0,926	<0,001	<0,001	0,243	0,042
Potencial	$39,796x^{1,021}$	0,869	0,867	<0,001	<0,001	<0,001	NA

4.3.3. Otros

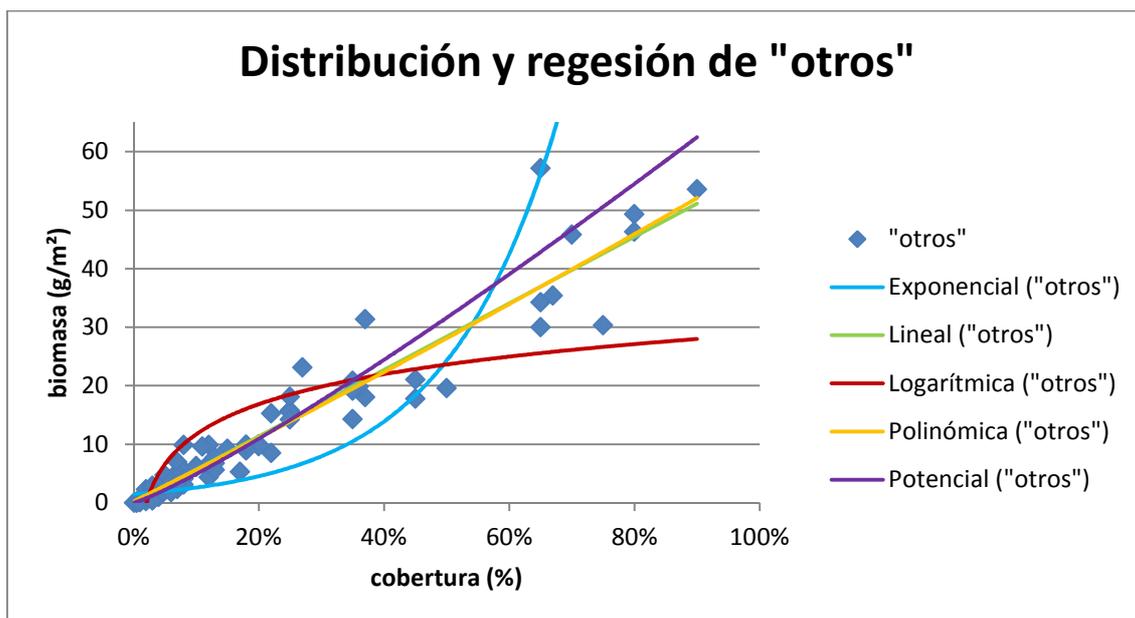


Figura 4.22. Diagrama de dispersión con las curvas de regresión para cobertura y biomasa de "otros".

En la figura 4.22 se observa la distribución de los datos. Se puede observar que las curvas exponenciales y logarítmicas ($R^2=0,551$ y $R^2=0,611$, respectivamente) son las que peor se ajustan. Las otras tres curvas de regresión, con coeficientes altos de regresión, se analizaron mediante ANOVA (tabla 4.23) y se obtuvieron los coeficientes de determinación corregidos. En este caso, al igual que ocurre con las zarzas, la curva que mejor explica la relación entre biomasa y cobertura, es la potencial.

Tabla 4.23. Resultado de distintos análisis de regresión de biomasa (g/m^2) de "otros" en función de la cobertura (%). $N = 82$

Tipo de regresión	Ecuación	R^2	R^2 corregido	Sig ANOVA regresión	Sig. coef. 1	Sig. coef. 2	Sig. coef. 3
Lineal	$56,803x - 0,012$	0,916	0,915	<0,001	<0,001	0,983	NA
Cuadrática	$4,763x^2 + 53,304x + 0,248$	0,916	0,914	<0,001	0,578	<0,001	0,737
Potencial	$70,589x^{1,158}$	0,926	0,925	<0,001	<0,001	<0,001	NA

4.3.4. Biomasa total del sotobosque

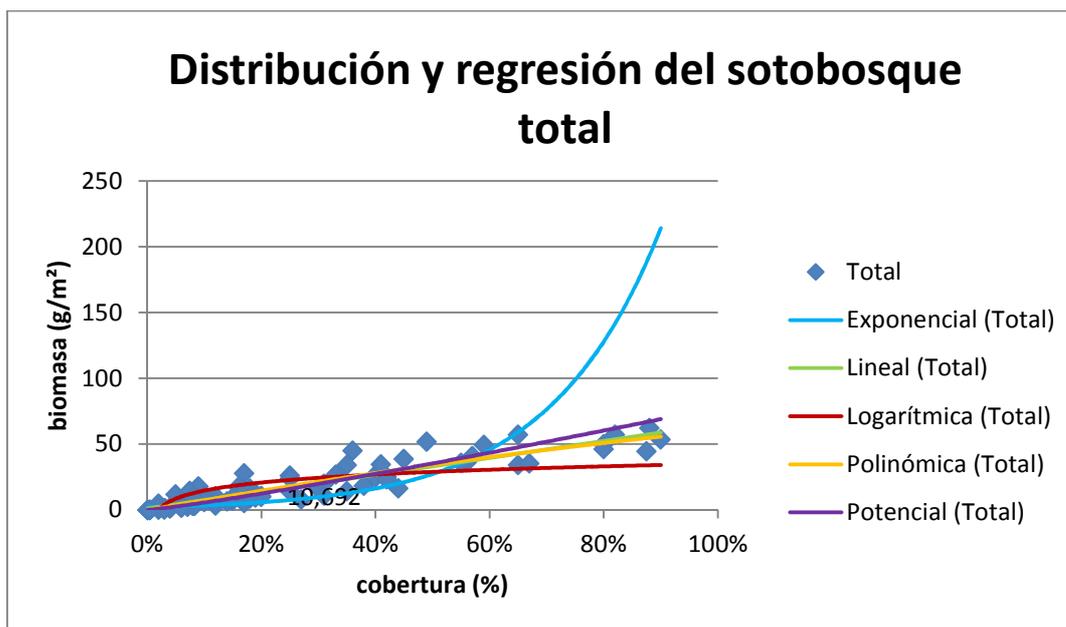


Figura 4.23. Diagrama de dispersión con las curvas de regresión para cobertura y biomasa del total de sotobosque

Según la figura 4.23, las curvas que peor se adaptan a los datos son la exponencial ($R^2=0,519$) y la logarítmica ($R^2=0,5773$). Los otros tres tipos de curva, al igual que ocurre con las fracciones de sotobosque por separado, presentan buen coeficiente de ajuste, por lo que se analizaron mediante ANOVA (tabla 4.24). La curva que mejor se adapta es la potencial.

Tabla 4.24. Resultado de distintos análisis de regresión de biomasa (g/m^2) del total de biomasa en función de la cobertura (%). $N = 87$

Tipo de regresión	Ecuación	R^2	R^2 corregido	Sig ANOVA regresión	Sig. coef. 1	Sig. coef. 2	Sig. coef. 3
Lineal	$64,303x + 0,969$	0,858	0,857	<0,001	<0,001	0,320	NA
Cuadrática	$-17,107x^2 + 77,596x - 0,277$	0,862	0,859	<0,001	0,133	<0,001	0,827
Potencial	$77,754x^{1,138}$	0,899	0,897	<0,001	<0,001	<0,001	NA

Como se aprecia en la tabla 4.125, las ecuaciones obtenidas de los análisis de regresión indicaron una relación potencial para las zarzas, la fracción “otros” y la cobertura total, y una relación cuadrática para los helechos. Las curvas de regresión de las zarzas presentan un R^2 menor que las de los helechos, la de “otros” y la de cobertura total.

Tabla 4.25. Resumen de las ecuaciones que explican mejor la relación entre cobertura y biomasa.

Fracción de sotobosque	Ecuación	R ² corregido
Tallos de zarza	$89,352x^{1,118}$	0,604
Hojas de zarza	$62,588x^{1,080}$	0,798
Zarzas	$172,658x^{1,131}$	0,756
Tallos de helecho	$39,511x^2 - 11,877x + 1,252$	0,824
Hojas de helecho	$78,096x^2 - 0,741x + 1,283$	0,944
Helechos	$117,294x^2 - 12,300x + 2,484$	0,926
Otros	$70,589x^{1,158}$	0,925
Total	$77,754x^{1,138}$	0,897

5. DISCUSIÓN

5.1. EFECTOS DEL MANEJO FORESTAL EN EL SOTOBOSQUE

El sotobosque que presenta un pinar depende en gran medida de las características del dosel arbóreo y está sujeto a cambios a lo largo del tiempo debido a las perturbaciones que se producen. Éstas cambian la disponibilidad de recursos y crean oportunidades para nuevos individuos o colonias. Las perturbaciones presentan tanto características espaciales como temporales, incluyendo el área perturbada, el número de perturbaciones por unidad de tiempo, el tiempo entre perturbaciones, su intensidad y su severidad. Las perturbaciones pueden ser tanto naturales como antropogénicas.

Las perturbaciones naturales causadas por la muerte de individuos pertenecientes al dosel arbóreo crean claros entre el follaje y el suelo. En ellos aumenta la disponibilidad de luz, suelo temperatura y nutrientes, y disminuye la humedad del suelo y la humedad relativa (Smith y Smith, 2002). El crecimiento de algunas especies es rápidamente estimulado por la súbita abundancia de recursos. Este es el caso de las especies intolerantes a la sombra pueden rellenar rápidamente un claro.

La composición futura del claro quedará en parte determinada por las interacciones competitivas de las especies que lo ocupen. El aumento de radiación que llega al sotobosque puede favorecer la presencia de ciertas especies heliófilas dominantes frente a otras especies más generalistas (Martínez-Alonso y Valladares, 2005). Las especies de rápido crecimiento e intolerantes a la sombra pueden eliminar por competencia a otras especies de crecimiento más lentos que para sobrevivir deberán ser más tolerantes a la sombra y, permanecer en el sotobosque, listas para rellenar pequeños claros que puedan aparecer posteriormente en el bosque ya establecido. Por tanto, los claros crean fragmentos en la comunidad forestal en diferentes estadios de la sucesión (Smith y Smith, 2002).

Las claras forestales eliminan una parte de los árboles del dosel arbóreo y son, por tanto, perturbaciones ecológicas de origen humano, por lo que es importante conocer los efectos de estas sobre el sotobosque. Se espera que, tras reducir la densidad de árboles, aumente temporalmente la cantidad de luz penetrante y la disponibilidad de recursos y por tanto, esto tenga efecto sobre la cobertura y composición específica del sotobosque a corto plazo, hasta que el efecto de las claras desaparezca. Sin embargo, los efectos de las claras pueden cambiar respecto a los claros naturales al retirar los restos leñosos de las parcelas.

Se han llevado a cabo estudios a corto plazo que estudian la respuesta del sotobosque a las diferentes intensidades de claras. Papanastasis et al. (1995), determinaron que el clareo afecta a la cobertura y composición de las especies, pero la respuesta depende de las especies individuales envueltas. En su estudio, algunas especies respondieron a la disminución del porcentaje de cobertura del dosel arbóreo, mientras que otras especies no se vieron afectadas. Resultados similares se encontraron en otros estudios de pino a corto plazo (McConel y Smith, 1965).

Ares et al. (2009), en un estudio de los efectos de las claras después de 6 años sobre el sotobosque de bosques de abeto Douglas, observaron que en las parcelas testigo

había mayor densidad de especies ombrófilas, mientras que en las parcelas que habían sido aclaradas, había mayor abundancia de especies de sucesión primaria, entre ellas una especie del género *Rubus* y el helecho *Pteridium aquilinum*.

Rozados et al. (2009) estudiaron la producción de sotobosque en robledales 4 y 8 años después del clareo y concluyeron que la respuesta del sotobosque a distintas intensidades de clara es consecuencia, en gran medida, de la estructura del sotobosque inicial. En una de las localidades de estudio, vieron que el incremento en biomasa se manifestaba a los 4 años y se mantenía 4 años más, indicando la repercusión que este tipo de tratamiento tiene sobre el sotobosque perdura en el tiempo más allá del tiempo de cierre del dosel arbóreo.

Cole et al. (2010), estudiaron los efectos durante los 7 años posteriores a las claras, los cuales consideraron que son los más dinámicos y cuando se producen los cambios más profundos en el sotobosque. Observaron que los arbustos, dominantes antes del estudio, continuaron siendo dominantes. A pesar de ello, otras especies, como algunos helechos, respondieron positivamente al tratamiento, siendo el pico de mayor cobertura al 3º y 4º años. Al cabo de 7 años seguía habiendo diferencias, aunque no tan importantes.

En el caso concreto de las parcelas de Garde, Blanco et al. (2001) confirmaron que la eliminación de árboles adultos de pino, al alterar las condiciones de luz en el sotobosque, favoreció el crecimiento de las especies heliófilas, mientras que algunas especies ombrófilas vieron reducidas sus posibilidades de crecimiento. El estudio de Iturburua et al. (2003), cuyo objetivo era estudiar el efecto de las claras sobre el sotobosque 4 años después del tratamiento, determinó que no existían diferencias significativas para los tratamientos para las 3 especies principales de este estudio. Para otras especies heliófilas sí que encontró respuestas significativas inmediatas. Estos autores concluyeron que el cambio en la cobertura puede manifestarse inmediatamente para algunas especies.

Las principales especies que se encuentran en el sotobosque de Garde son *Rubus ulmifolius*, *Pteridium aquilinum* y *Deschampsia flexuosa*, al igual que ocurría antes de realizar el tratamiento de las claras, 13 años antes (Blanco et al., 2001). Los resultados de este trabajo han mostrado que las parcelas bajo diferentes tratamientos presentan diferentes tendencias según la especie.

Cabría esperar, como se ha mencionado anteriormente, que al aumentar la intensidad de clara, el porcentaje de cobertura y la biomasa de especies heliófilas aumentasen. Sin embargo, las parcelas de Garde con mayor porcentaje de clareo, las del tratamiento P30, presentan menos cobertura y biomasa de las especies *Rubus ulmifolius* y *Pteridium aquilinum*. A pesar de que no se han recogido datos de las condiciones ambientales, tales como humedad o luminosidad de las parcelas, o de condiciones químicas del suelo, para poder determinar si alguno de estos factores es diferente en algún tratamiento, se puede pensar que en las parcelas P30 exista algún condicionante ambiental que haya hecho que el desarrollo de estas dos especies no haya sido tan favorable como en las parcelas P20.

El trabajo realizado por Beraza (2002) en la localidad de Garde, indicó que en las parcelas que habían sufrido claras del 30%, tanto la luz total como la difusa fueron

significativamente mayores que en las otras parcelas, llegando a la conclusión de que en ese año los árboles no habían desarrollado sus copas lo suficiente como para tapar los huecos producidos por los árboles talados dos años antes. Sin embargo, encontró que en las parcelas P20 la cantidad de luz total (suma de luz directa y luz difusa) que entró fue máxima durante el otoño, mientras que en verano las máximas se registraron en las parcelas P30 y las mínimas en la P20. La variabilidad en los valores de la parcela P20 fue mayor que en las otras parcelas, pudiendo atribuir esta tendencia a que algunos puntos pudieran haber estado expuestos a la luz directa (luz no interceptada por el dosel arbóreo) y por eso se hubiesen elevado tanto los valores. Estos cambios en la diferencia de luz entre tratamientos a lo largo del año podrían haber afectado al crecimiento del sotobosque. La mayor cantidad de luz en las parcelas P20 durante el otoño podría haber decisiva, ya que es en esta época cuando las semillas de *Rubus ulmifolius* se establecen y cuando se reproducen vegetativamente. El rizoma de *Pteridium aquilinum* se desarrolla durante todo el año, aunque durante los meses de mayo a octubre tiene un crecimiento más fuerte (Marrs y Watt, 2006). Además, la producción y maduración de las esporas, que está influenciada por la luz, se produce a finales de verano, liberándose en otoño.

A pesar de que las parcelas se encuentran orientadas en dirección noroeste, existe algo de variación en la orientación entre unas parcelas y otras. Además, el dosel arbóreo no es homogéneo, al igual que el tratamiento de claras tampoco lo es, ya que en algunas zonas de las parcelas puede haberse eliminado más densidad de árboles que en otras. Por estos motivos, en algunas zonas del sotobosque pudo haber llegado durante pequeños periodos de tiempo radiación solar directa (“sunflecks”), explicando la variabilidad comentada por Beraza (2002) en las parcelas P20, y por tanto, las especies del sotobosque podrían haber aprovechado esos incrementos temporales de luz para colonizar esos lugares.

Además de la luz, toda modificación de una cubierta boscosa producto de la intervención del hombre o de su desarrollo natural, afecta a la cantidad de agua que llega al suelo y a la de su reserva de agua (Huber et al., 1985). En cuanto al factor humedad, el estudio llevado a cabo por Beraza (2002), en la localidad de Garde, indicó que la intensidad de aclareo no tuvo un efecto significativo sobre la humedad del suelo, a pesar de ver una ligera tendencia a aumentar el porcentaje de humedad conforme aumenta la intensidad de aclareo. En la localidad de Aspurz, Urrutikoetxea (2012), encontró las mismas tendencias para un estudio de efectos de las claras a corto plazo. Los efectos de la humedad del suelo aparentemente se manifiestan durante los primeros años tras la realización de la misma (Huarte, 2003; Blanco, 2004), ya que los cambios en ese periodo son mucho más drásticos, pero después pueden ir desapareciendo paulatinamente conforme se vuelve a cerrar el espacio dejado por la clara. Urrutikoetxea (2012), sugirió que en las parcelas con niveles de clara más intensos, en las que el número de árboles por hectárea disminuye, el agua que llega al sistema encuentra mayores facilidades tanto para entrar como para permanecer. Sin embargo, en verano, en las parcelas aclaradas es donde puede existir mayor evaporación.

Por otro lado, Sánchez (2002), también estudió los efectos del tratamiento de claras en Garde, y no obtuvo diferencias significativas en la humedad del suelo. Una posibilidad que barajó para explicar la ausencia de diferencias fue que las parcelas de

Garde, cuya orientación es noroeste y están situada topográficamente en el lado de un collado o embudo, poseen pendientes en sus laderas del 50%, lo que puede afectar a la humedad del suelo a través de corrientes, masas de aire e incluso nieblas que cruzan dicho collado, y que probablemente ejercen efectos distintos a altitudes distintas. Por lo tanto, las variaciones de altitud en las que se encuentran las parcelas de Garde pueden estar sometidas a fenómenos no afectados por el manejo forestal y que ello afecta a la humedad del suelo. Por lo tanto es poco probable que este factor haya sido determinante en explicar la tendencia en la cobertura y biomasa a aumentar después de las claras.

5.1.1. Efectos de las claras en las zarzas (*Rubus ulmifolius*)

Rubus ulmifolius es una planta perenne heliófila pero que tolera cierto grado de sombra. Puede reproducirse tanto vegetativamente como por semilla. La reproducción vegetativa se produce durante los días cortos de otoño, cuando los ápices de los tallos adquieren geotropismo positivo, y al establecer contacto con el suelo, producen raíces y una yema latente. Los tallos leñosos pueden persistir 2 o 3 años y producen flores al segundo año. En lugares muy sombreados la producción de flores y frutos es muy baja. A pesar de que la regeneración por semilla en comunidades densas es infrecuente, la semilla puede ser importante en la colonización de nuevos lugares (Grime et al., 1996). Este hecho ha podido ser importante en las parcelas de Garde. Los grupos de zarzas existentes previo al clareo podrían haber seguido reproduciéndose de manera vegetativa y por ello se puede encontrar esta especie en los tres tratamientos. Sin embargo, el aumento de la luz en las parcelas P20 y P30 pudo facilitar la formación de flores y semillas y por tanto el establecimiento en otros lugares de la parcela, de nuevas plántulas de zarzas. Según Grime et al. (1996), las plántulas de semilla parecen ser más vulnerables que las nuevas plantas a partir de reproducción vegetativa, por lo que quizás alguna condición adversa, (como por ejemplo mayor incidencia de viento) haya hecho que el crecimiento de estas plántulas en P30 haya sido inhibido.

A pesar de que los análisis estadísticos llevados a cabo para la cobertura de zarzas no mostraron diferencias significativas al realizar el ANOVA normal, se observaron diferencias casi significativas. Se observó una tendencia no lineal, ya que la cobertura de zarzas aumenta para el tratamiento P20 (5,6%) y luego disminuye en el tratamiento P30 (2,6%), siendo su valor medio incluso menor que en P0 (3%).

Las tendencias seguidas por la cobertura también se dieron para la biomasa. En este caso, al realizar el test ANOVA, las diferencias sí fueron significativas para el tratamiento P20 (respecto a P0 y P30).

Sin embargo, estos resultados podrían estar influenciados por la superficie de cobertura de uno de los inventarios en el tratamiento P20 era de entre el 40-45%, porcentaje considerablemente mayor al resto de inventarios, por lo que este dato influye en la media de cobertura total y podría haber sido influyente en el análisis estadístico. Para estudios futuros sería recomendable recoger más inventarios o bien rehacer los análisis eliminando este dato.

Cabría esperar, por tanto, que al ser la zarza una especie heliófila (Rameau et al, 1995), aumentara su cobertura con la intensidad de tratamiento. Los datos de *Rubus*

ulmifolius recopilados durante los años posteriores a la realización de las claras (Bosco Imbert, comunicación personal) han mostrado una tendencia muy parecida a la detectada en este trabajo, siendo constante durante los últimos años. Este hecho indica que las diferencias entre tratamientos para cobertura y biomasa son reales, pero, posiblemente son necesarios más inventarios para obtener resultados significativos debido a la gran variabilidad.

Además, destaca en los resultados de cobertura y biomasa media para las diferentes especies analizadas que las zarzas son las que menor porcentaje de cobertura tienen, pero sin embargo, presentan más biomasa que los helechos, y a pesar de que su biomasa es menor que la de “otros”, la proporción de biomasa no es tan pequeña como en la cobertura. Esto se debe a que las zarzas son plantas con tallo leñoso y por lo tanto más denso, al contrario que los helechos y que la mayoría de las especies recogidas en la fracción otros.

5.1.2. Efectos de las claras en los helechos (*Pteridium aquilinum*)

Pteridium aquilinum es un geófito rizomatoso, cuyas frondes emergen a partir de la primavera, persistiendo hasta el otoño. Por tanto, se puede reproducir de manera vegetativa o mediante esporas. Posee un extensivo sistema de rizomas subterráneos y es una especie competitiva e invasiva. De hecho, una vez que la planta se ha establecido en un lugar, se regenera vegetativamente para formar grandes grupos clonales. La reproducción mediante esporas es más frecuente en lugares abiertos. La regeneración por esporas se confiere principalmente solo a áreas perturbadas. Probablemente, puede que las esporas solo sean importantes en lugares de nueva colonización (Grime et al., 1996). En las parcelas ya existían grupos clonales de *Pteridium aquilinum* antes de realizar el tratamiento y por su forma de reproducirse vegetativamente se han encontrado individuos en las parcelas de los 3 tratamientos. Al igual que ocurría con *Rubus ulmifolius*, el aumento de la luz pudo facilitar la reproducción mediante esporas y por tanto, la colonización de nuevos lugares. En este caso, el tratamiento P30, presenta porcentaje de cobertura menor que P20, aunque los valores de biomasa son similares debido a un inventario con mucha biomasa. En estas parcelas puede haber algún factor que limite el crecimiento al igual que pasa con *Rubus*, aunque quizás no sea tan crítico, ya que los valores son mayores que en las parcelas testigo. De todas formas, los datos no son significativos, solo muestran tendencias.

Esta especie también es heliófila, aunque puede tolerar cierto grado de sombra. Por lo tanto, cabría esperar que la cobertura aumente a medida que aumenta la intensidad de tratamiento. Sin embargo, los datos de cobertura de *Pteridium aquilinum* para los diferentes tratamientos no fueron significativos. Al igual que ocurre con las zarzas, las parcelas que más porcentaje medio presentan son las pertenecientes al tratamiento P20 (11,7%). En este caso, el tratamiento P30 sí que tuvo un mayor porcentaje de cobertura (7,7%), respecto a P0 (3,7%). Los datos recopilados por Bosco Imbert a lo largo de los años después del tratamiento muestran una tendencia similar desde el año 2005. Los datos de biomasa, en cambio, si son significativos para el tratamiento P20 respecto a P0, y casi significativos en el tratamiento P20 respecto a P30.

Dolling (1999) estudió la especie *Pteridium aquilinum* en los bosques hemiboreales del sur de Suecia y concluyó que esta especie estaba reprimida debajo de doseles arbóreos cerrados, pero sus rizomas podían sobrevivir durante muchos años. Para Fabião et al. (2002) la presencia de rizomas intactos puede ser uno de los factores clave para su desarrollo después de las claras forestales, ya que en un experimento que realizaron comprobaron que la cobertura de este helecho se incrementó con el tiempo tras un tratamiento en el que se incorporaron restos de la tala forestal al suelo forestal mediante laboreo, afectando positivamente a su supervivencia y subsecuente esparcimiento.

Otros estudios de efecto de las claras sobre el sotobosque a largo plazo concluyen que las claras, aparte de producir cambios a corto plazo, también producen cambios persistentes en algunas especies una vez que el dosel arbóreo se ha cerrado. Por ejemplo, Bailey y Tappeiner (1998), en un estudio que se extendió entre 10 y 24 años después de las claras en bosques de abeto Douglas, encontraron que la cobertura de la capa arbustiva era mayor en las parcelas, al igual que la cobertura media de *Pteridium aquilinum*. Fundamentalmente, el aumento de la cobertura se produjo sobre todo porque aumentó la cobertura de dos especies importantes de aquellos bosques: *Gaultheria shallon* y *Pteridium aquilinum*. La biomasa del rizoma de *Gaultheria* se incrementó al disminuir la densidad arbórea. Del mismo modo, estos autores encontraron que, en general, el crecimiento clonal aumentó al disminuir la densidad de árboles. Este mismo patrón podría haber ocurrido en las especies de sotobosque de Garde. Sin embargo, es tan sólo una hipótesis, ya que el experimento de este estudio fue llevado en parcelas de dimensiones reducidas y con un control de la densidad de clareo, mientras que el de Bailey y Tappeiner (1998) fue llevado en un bosque a gran escala.

Thomas et al. (1999), encontraron que, al pasar entre 12 y 16 años tras las claras, había relación positiva entre cobertura y tratamiento en parcelas con altas intensidades de clareo, sugiriendo que los efectos tempranos sobre la vegetación del sotobosque pueden persistir mucho tiempo después de que los efectos sobre el dosel arbóreo hayan desaparecido. Para intensidades bajas de clareo estos autores encontraron que la cobertura herbácea era menor que en las parcelas testigo, probablemente debido a las perturbaciones causadas durante las operaciones mecánicas que, consecuentemente redujeron la cobertura de las herbáceas de inmediato. El daño mecánico en este caso fue tal que no permitió que el aumento de recursos (espacio, luz, humedad) tras el clareo hiciese aumentar la cobertura a niveles mayores que en las parcelas testigo. Esta hipótesis no podría aplicarse a la hora de explicar la reducción de cobertura de *Pteridium aquilinum* y *Rubus ulmifolius* de P30 respecto a P20 en las parcelas de Garde sin saber si previamente al tratamiento existían diferencias de cobertura entre las diferentes parcelas. A pesar de ello, la conclusión de Thomas et al. (1999) que indica que las claras tienen efectos persistentes sí que podría aplicarse al estudio aquí descrito, ya que se observan diferencias entre tratamientos tras 13 años. La alteración mecánica del suelo en las parcelas aclaradas también podría haber tenido algún efecto en la biomasa del sotobosque, aunque al no haberse utilizado maquinaria pesada sino únicamente trabajos manuales el efecto fue posiblemente pequeño.

Ares et al. (2010), en un estudio a los 11 años después de las claras en bosques de abeto de Douglas y picea del Pacífico, determinaron que la cobertura y riqueza de las especies de sucesión primaria tendió a aumentar con el porcentaje de clareo. Por tanto, se

aceleran los cambios producidos en las comunidades vegetales gracias al clareo, además de que la cobertura permanece estable tras producirse los cambios, consideran las claras como perturbaciones intermedias. Las causas del aumento de cobertura se atribuyeron a la reducción de la competencia con los árboles del dosel por la luz y por otros recursos. Estos resultados concuerdan con los obtenidos en las parcelas de Garde.

Por otro lado, Thysell y Carey (2001) establecieron la hipótesis de que el manejo forestal mediante claras produce sotobosques diversos dominados por especies nativas y cuya reproducción es clónica. En Garde, tanto las zarzas como los helechos se ajustan a este tipo de especies. Carneiro et al. (2007), en un estudio de los efectos de la gestión de los restos de las cortas sobre el sotobosque de monte bajo de *Eucalyptus globulus*, vieron que en todos los tratamientos la mayor cobertura de sotobosque se alcanzaba una vez que el dosel arbóreo se había cerrado. Establecieron como una posible explicación a esos resultados que este aumento se debía principalmente al aumento de dos especies dominantes, *Funaria hygrometrica* y *Pteridium aquilinum*. Esta hipótesis se cumple en el sotobosque de Garde, ya que 13 años después de las claras se encuentra dominado por tres especies nativas que se reproducen de manera vegetativa, siendo una de ellas *Pteridium aquilinum*.

5.1.3. Efectos de las claras en otras especies herbáceas

En esta sección se incluyeron los datos referentes al resto de especies del sotobosque, mayoritariamente especies herbáceas. Se observó que la herbácea *Deschampsia flexuosa* fue la más abundante, al igual que ocurría en el año en el que se realizó el tratamiento (Bosco Imbert, comunicación personal). Las diferencias entre tratamientos que se observaron (con P30 el que más porcentaje de cobertura tuvo, 21,85%), no fueron significativas. El tratamiento P20 (14,9%) mostró un porcentaje ligeramente inferior a P0 (16,4%). Los datos de biomasa tampoco mostraron diferencias estadísticamente significativas. Se observa, por tanto, una tendencia al aumento de cobertura y biomasa con el porcentaje de claras, que concuerda con los datos recopilados a lo largo de los años y con las características ecológicas de *Deschampsia* respecto a la luz, al ser una planta heliófila.

Parece ser que la respuesta de *Deschampsia flexuosa*, principal especie de la sección "otros", puede responder a sus características ecológicas respecto a la luz. Es una planta heliófila y perenne, de crecimiento lento y que forma grupos agregados y densos. Posee rizomas cortos que crecen dando lugar a matas densas. Las nuevas plántulas crecen próximas a los tallos del año anterior. Ramovs y Roberts (2005) afirman que las especies herbáceas que cuentan con estructuras vegetativas subterráneas están mejor adaptadas para una rápida colonización en lugares que han sufrido perturbaciones. Aunque *Deschampsia flexuosa* es tolerante a la sombra, el vigor vegetativo y la floración se inhiben cuando la sombra es muy densa. Por esto, puede que el porcentaje de clareo de las parcelas P20 no fuera suficiente para estimular la propagación de la manera que se ha producido en P30. Parece ser que los factores que no son favorables para el crecimiento de *Pteridium* y *Rubus* en P30 no afectan a *Deschampsia*. Hay que tener en cuenta que en esta sección, a pesar de la importancia de *Deschampsia flexuosa*, existen otras especies, tanto heliófilas como ombrófilas, que también podrían haber sido importantes en las tendencias surgidas.

5.1.4. Efectos de las claras en la cobertura y biomasa total del sotobosque

Las diferencias de cobertura total del sotobosque no fueron significativas para ninguno de los tratamientos. A nivel global, las parcelas testigo fueron las que menos cobertura presentaron (21,1%). Los tratamientos P20 y P30 presentan unos valores de cobertura total muy parecidos (24,5% y 25,5% respectivamente). Como bien indicaron los análisis por separado, el hecho de que el tratamiento P30 sea el que más cobertura tuvo se debe a que este presentó un porcentaje superior de cobertura de “otros”. Considerando sólo zarzas y helechos, el tratamiento P20 sería el que mayor cobertura presentaría, ya que como se ha visto, los helechos y las zarzas son más abundantes en sus parcelas.

En cuanto a las diferencias de biomasa total, las parcelas bajo tratamiento P20 tienen más biomasa respecto a P30, a pesar de que estas tienen más cobertura. Como se comentó anteriormente, las parcelas P20 contienen más zarzas que el resto, y estas, al ser más pesadas, hacen que la biomasa total de este tratamiento sea mayor que en P30.

A pesar de que las especies estudiadas no respondieron significativamente al tratamiento 4 años después de la clara, puede que aparezcan cambios con posterioridad por un retraso en la respuesta debido a las operaciones de clara, ya que los propios trabajos de corta, arrastre y saca de árboles pueden eliminar parte de la cobertura vegetal por pisoteo o asfixia. Sin embargo, a raíz de los datos de cobertura y tratamiento de las 3 especies mayoritarias descritas en este trabajo durante los años posteriores a la clara, se pudo observar que durante los últimos años se ha seguido la misma tendencia de distribución que se observó tras las claras (Bosco Imbert, comunicación personal). Por tanto, se puede pensar que el efecto de las claras sobre la vegetación perdura durante el tiempo ya que otros estudios en las mismas parcelas experimentales han determinado que el dosel arbóreo se cerró al 5º o 6º años tras realizar el tratamiento y por tanto, actualmente no existen diferencias de iluminación en las parcelas.

A raíz de estos estudios y de los propios resultados obtenidos en este trabajo es evidente que las claras forestales pueden ejercer cambios a corto plazo sobre la vegetación del sotobosque que perduran a lo largo de los años. La disminución de la competencia con las coníferas al realizarse las claras, el aumento de luz, las temperaturas más favorables y la disponibilidad de nutrientes juegan, indudablemente, un papel importante en estos cambios. Las claras forestales crean una perturbación del ecosistema que genera una oportunidad para las especies vegetales del sotobosque para expandirse y aprovechar mejor los recursos disponibles que quedan tras la retirada de parte de los árboles. Aunque con el paso del tiempo el efecto físico de las claras desaparezca (por ejemplo, la mayor entrada de luz o el descenso del área basal de los árboles) las especies del sotobosque podrían mantener las zonas colonizadas.

5.2. RELACIONES ENTRE COBERTURA Y BIOMASA

Las ecuaciones obtenidas a partir de los análisis de regresión demostraron que existen diferentes tipos de relación entre cobertura y biomasa aérea según el tipo de especie, lo que indica diferentes formas de crecimiento.

La ecuación potencial fue la que mejor se ajustó tanto para *Rubus ulmifolius* como para las especies contenidas en la sección “otros”. Sin embargo, la proporción de biomasa explicada por la cobertura fue menor tanto para tallos y hojas, como para el total en *Rubus ulmifolius* respecto a las especies de “otros”, ya que estas presentaron el mayor coeficiente de determinación ($R^2=0,926$). Por el contrario, la ecuación que mejor explicó la relación entre cobertura y biomasa en *Pteridium aquilinum* fue la ecuación cuadrática. Las tres ecuaciones (hojas, tallos y total) presentaron buenos coeficientes de determinación.

La ecuación potencial de “otros” indica un aumento casi lineal de la biomasa con el aumento de cobertura, de hecho, presenta un coeficiente de determinación muy similar a la ecuación lineal. En este caso, ambas ecuaciones podrían usarse para estimar de forma aceptable la biomasa de estas especies a partir de cobertura. El hecho de que la ecuación lineal sea casi tan buena como la potencial se debe a la distribución espacial de las especies de “otros” en las parcelas de Garde, ya que la mayoría de las especies crecen poco en altura y se puede estimar la biomasa a partir de cobertura con una simple relación lineal. En cuanto a *Rubus ulmifolius*, los brotes jóvenes con hojas crecen erectos, pero a medida que el tallo se va desarrollando, se vuelve rastrero. Por ello, no se producen grandes incrementos de biomasa en altura a medida que crece la planta.

El hecho de que los coeficientes de determinación de *Rubus ulmifolius* fueran menores se puede deber al menor tamaño de muestra ($n=47$) y a la variabilidad morfológica de las muestras, en especial de los tallos. Una posible fuente de variabilidad es que algunas partes de los tallos de las parcelas de Garde, al ser rastreros, probablemente se encontraban enterrados, por lo que no se recogió la totalidad de su biomasa aérea. La causa del enterramiento puede deberse a la alta pendiente del terreno, por lo que la nieve caída en invierno puede haber provocado pequeños deslizamientos de tierra, así como la lluvia o el paso de animales. A pesar de ello, los coeficientes presentaron buenos valores para biomasa de hojas y biomasa total y fue aceptable en el caso de los tallos ($R^2=0,613$). En esta especie la ecuación lineal no mostró un coeficiente de determinación tan bueno como en el caso de “otros”. Gracias a la ecuación potencial se puede concluir que, dentro de las 3 especies, esta es la que menor incremento de biomasa tiene al incrementar la cobertura.

Las ecuaciones cuadráticas de *Pteridium aquilinum* indican pequeños incrementos de biomasa para porcentajes de cobertura pequeños, sin embargo, a partir de porcentajes en torno al 50% de cobertura, la pendiente de la curva cuadrática aumenta, indicando que la biomasa aumenta en mayor proporción que la cobertura. Esto se debe, a que, además de que las frondes adquieren tamaños bastantes grandes, *Pteridium aquilinum* crece en altura sin aumentar la cobertura, formando varios pisos de frondes. De forma similar a los resultados de este trabajo, un estudio llevado a cabo por Stanek et al., (1979) indicaron que la mejor curva que explica la biomasa de *Pteridium aquilinum* a partir de datos de cobertura es también la cuadrática. Alaback (1986) indicó que el porcentaje de cobertura aérea tiene una relación lineal con la biomasa excepto en especies con cambios de altura substanciales, las cuales mostraron una relación curvilínea, de forma muy similar a los resultados obtenidos en este trabajo.

La ecuación que mejor permite estimar la biomasa total tiene forma potencial. Sin embargo, hay que resaltar que a la hora de obtener esta ecuación no se tuvieron en cuenta

los datos de helechos de septiembre, ya que no se contaban con datos de esa fecha de *Rubus ulmifolius* y otras especies del sotobosque. Por lo tanto, esta ecuación solo sería válida para el caso concreto del año 2013 durante el mes de junio, en el cual los helechos no estaban lo suficiente desarrollados en comparación con las otras especies.

Los buenos coeficientes de determinación entre cobertura y biomasa obtenidos en el presente estudio refuerzan la hipótesis de que la biomasa se puede estimar de forma adecuada a partir de datos de cobertura. Varios autores ya comprobaron que hay una considerable relación entre el porcentaje de cobertura y la biomasa en la mayoría de las especies del sotobosque (Alaback, 1986; Jonasson, 1988; Yarie y Mead, 1989; Muukkonen et al., 2006). Además de la cobertura, también se han realizado estudios con variables dimensionales, tales como diámetro basal, volumen o altura. García del Barrio et al. (1997), determinaron que el diámetro basal fue un buen predictor de biomasa de *Rubus ulmifolius* en un bosque de pino silvestre de la Sierra de Guadarrama. Esto posiblemente indica que la mayoría de la biomasa de las zarzas se encuentra en los tallos leñosos.

La aplicación práctica de este estudio es el de facilitar la estimación de la biomasa del sotobosque en estos bosques, para poder cuantificar después su papel en el ciclo de nutrientes. En la mayoría de los estudios de vegetación es necesario muestrear entre cientos y miles de muestras. Además, dependiendo del objetivo del estudio, la biomasa del sotobosque tiene que ser recogida durante la época de mayor crecimiento anual, por lo que la recolección de toda la biomasa del sotobosque en las parcelas puede ser muy difícil. Además, la estimación directa de la biomasa en campo es destructiva ya que elimina las plantas recogidas y altera el propio sotobosque, dificultando así el estudio de la evolución del sotobosque a largo plazo.

Los análisis de vegetación que se basan en la estimación de la cobertura de diferentes especies se encuentran muy extendidos (Muukkonen et al., 2006) y son una buena herramienta cuando es necesario obtener muchas muestras de manera no destructiva. Hay que tener en cuenta que las ecuaciones solo se pueden utilizar en los mismos lugares o en lugares cercanos con características ecológicas similares.

En este estudio, el tiempo que se necesitó para que dos personas recogieran la biomasa aérea de muestras de 1 m² que presentaban valores intermedios o altos de cobertura, varió entre 15 y 45 minutos en campo, más el tiempo necesario para separar las muestras y pesarlas en laboratorio por una persona, que variaba entre 15 minutos y 1 hora. Por otro lado, una de las limitaciones de este trabajo es que sólo se ha estudiado la biomasa aérea. No hay que olvidar que la biomasa de las plantas se encuentra tanto en la parte aérea de las plantas como en el suelo forestal. En cualquier estación del año, la biomasa subterránea de las diferentes especies del sotobosque puede ser substancialmente más alta que la de la parte aérea (Kubíček et al., 1994). La cantidad de biomasa subterránea de plantas herbáceas y arbustos en bosques de coníferas se estimó que es al menos el doble de la máxima biomasa de las partes aéreas durante la etapa de máximo crecimiento (Kubíček et al., 1994). Esta biomasa subterránea, puede además responder de forma diferente a las claras, ya que de forma análoga a la apertura del dosel arbóreo, las claras matan parte de las raíces de los árboles, dejando así huecos y áreas del suelo sin presencia de raíces vivas de árboles y que podrían ser aprovechadas por las especies del sotobosque. Es posible que una especie del sotobosque haya respondido a las

claras expandiendo su masa radicular sin que se produzcan cambios notables en la masa aérea. En tal caso, con la metodología seguida en este trabajo no se podría haber detectado tales cambios, de haberlos habido. Este punto es algo que claramente necesita ser explorado en investigaciones posteriores.

6. CONCLUSIONES

1. Trece años después de las claras, no se han obtenido diferencias significativas entre tratamientos para la cobertura de ninguna de las especies estudiadas, pero sí que se han observado tendencias constantes. Estas tendencias podrían indicar que las especies estudiadas han respondido de manera diferente a los tratamientos de claras.
2. Para la biomasa, se han observado las mismas tendencias que en la cobertura, destacando que sí hubo diferencias significativas de las especies *Rubus ulmifolius* y *Pteridium aquilinum* para la biomasa de las parcelas P20 (mayor respecto a los otros tratamientos).
3. El aumento de cobertura y biomasa de *Rubus ulmifolius* y *Pteridium aquilinum* en P20 respecto a P0 y su disminución en P30 indica que ha podido haber algún condicionante ambiental que haya hecho que el desarrollo de estas especies no haya sido tan favorable como en las parcelas P20, ya que por sus características ecológicas se esperaría que la luz durante los primeros años tras las claras favoreciese su crecimiento.
4. La fracción de sotobosque “otros”, compuesta principalmente por *Deschampsia flexuosa*, (especie heliófila), fue mayor en porcentaje de cobertura y biomasa cuanto más alto fue el porcentaje de aclareo, lo que indica que la luz pudo ser un factor importante durante los primeros años después del tratamiento.
5. Las tendencias observadas durante el año 2013 son las mismas que se han ido observando durante los últimos años, lo que indica que las claras tienen un efecto sobre la vegetación del sotobosque que perdura en el tiempo.
6. Las ecuaciones obtenidas a partir de los análisis de regresión han demostrado que se puede estimar la biomasa de las especies de sotobosque a partir de datos de porcentaje de cobertura debido a los buenos coeficientes de determinación de las ecuaciones, tanto para tallos y hojas en *Rubus ulmifolius* y *Pteridium aquilinum*, como para el total de estas especies y de “otros”.
7. La ecuación que mejor se ajustó en la especie *Rubus ulmifolius* fue la ecuación potencial y para las especies herbáceas agrupadas en la fracción “otros” fueron la ecuación potencial y lineal, debido a la distribución espacial de estas especies, ya que la mayoría de ellas crecen poco en altura, y por tanto, no se producen grandes incrementos de biomasa en altura. Los coeficientes de determinación de las ecuaciones de *Rubus ulmifolius* fueron menores debido al menor tamaño de muestra y a la variabilidad morfológica de las muestras, especialmente los tallos.
8. La ecuación que mejor explica la relación entre biomasa y cobertura en *Pteridium aquilinum* es la de forma cuadrática, debido a la forma de crecimiento en altura en varios pisos de frondes.

7. RECOMENDACIONES

1. Dadas las tendencias casi significativas y la alta variabilidad observada en los análisis, se sugiere que en estudios futuros se recojan más inventarios en cada parcela.
2. Las tendencias seguidas por *Rubus ulmifolius* y *Pteridium aquilinum* para cobertura y biomasa en los diferentes tratamientos, indican que probablemente existen condicionantes ambientales que pueden explicar su distribución, por ello sería recomendable recoger datos tales como humedad del suelo, temperatura o luz en los estudios futuros.
3. Se sugiere recoger más muestras de *Rubus ulmifolius* en estudios futuros de determinación de biomasa a partir de cobertura con el fin de mejorar los coeficientes de determinación de las ecuaciones de regresión.

8. REFERENCIAS

Alaback, P.B. (1986). *Biomass regression equations for understory in coastal Alaska: effects of species and sampling design on estimates*. Northwest Science, 60: 90-103.

Ares, A., Berryman, S.D. y Puettman, K.J. (2009). *Understory vegetation response to thinning disturbance of varying complexity in coniferous stands*. Applied Vegetation Science, 12: 472-487.

Ares A., Neill A.R. y Puerttmann K. J. (2010). *Understory abundance, species diversity and functional attribute response to thinning in coniferous stands*. Forest Ecology and Management, 260: 1104-1113.

Antos, J.A. (2009). *Forests and forests plants. Volume I. Understory plants in temperate forests*, 262-279. EOLSS Publishers /UNESCO. Oxford, UK.

Bailey J.D. y Tappeiner J.C. (1998). *Effects of thinning on structural development in 40- to 100-year-old Douglas-fir stands in western Oregon*. Forest Ecology and Management, 108: 99-113.

Barón, F.J. y Téllez, F. (2011). *Apuntes de bioestadística*. Capítulo 5: Diferencias que presenta una variable numérica entre varios grupos. Universidad de Málaga. Disponible en: <http://www.bioestadistica.uma.es/baron/apuntes/ficheros/cap05.pdf>.

Beraza, I. (2002). *Respuesta de la respiración del suelo y variables abióticas relacionadas, frente a diferentes intensidades de aclareo, en dos bosques de pino silvestre del Pirineo navarro*. Trabajo Fin de Carrera. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad Pública de Navarra. Departamento de Ciencias del Medio Natural. Pamplona.

Blair, R.M. (1967) *Deer forage in a loblolly pine plantation*. Journal of Wildlife Management, 31: 432-437.

Blair, R.M. y Enghardt, H.G. (1976). *Deer Forage and Overstory Dynamics in a Loblolly Pine Plantation*. Journal of Range Management 29: 104-108.

Blanco, E. (1997). *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Pinares eurosiberianos, 147-171. Planeta

Blanco, J.A., Imbert, J.B. y Castillo, F.J. (2001). *Cambios en el sotobosque de pinares en el Pirineo occidental según la intensidad de aclareo*. Proceedings del III Congreso Forestal Español, Granada. Tomo I, Mesa I: Composición, estructura y evolución de los sistemas forestales: 340-345.

Blanco, J.A. (2004). *La práctica de las claras forestales y su influencia en el ciclo interno de nutrientes en dos bosques de pino silvestre de los Pirineos navarros*. Tesis doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad Pública de Navarra. Departamento de Ciencias del Medio Natural. Pamplona.

Carneiro, M., Fabião, A., Martins, M.C., Cerveira, C., Santos, C., Nogueira, C., Lousã, M., Hilário, L., Fabião A., Abrantes, M. y Madeira, M. (2007). *Species richness and biomass of understory vegetation in a Eucalyptus globulus Labill. Coppice as affected by slash management*. European Journal of Forest Research, 126: 475-480.

Castillo, F.J., Imbert, J.B., Blanco, J.A., Traver, C. y Puertas, F. (2003). *Gestión forestal sostenible de masas de pino silvestre en el Pirineo Navarra*. Ecosistemas 2003/3. Disponible en: <http://www.aet.org/ecosistemas/033/investigacion3.htm>

Chazdon, R.L., y Pearcy, R.W. (1991). *The importance of Sunflecks for Forest Understory Plants. Photosynthetic machinery appears adapted to brief, unpredictable periods of radiation*. Bioscience, 11: 760-766.

Chapin, F.S., Matson, P.A. y Mooney, H.A. (2002). *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer, New York. USA.

Chiarucci, A., Wilson, J.B., Anderson, B.J. y De Dominics, V. (1999). *Cover versus biomass as an estimate of species abundance: does it make a difference to the conclusions?*. Journal of Vegetation Science, 10: 35-42.

Cole E.C., Hanley A.H., y Newton M. (2010). *Influence of precommercial thinning on understory vegetation of young-growth Sitka spruce forests in southeastern Alaska*. Can. J. For. Res. 40: 619-628.

Collins, B.M., Moghaddas, J.J. y Stephens, S.L. (2007). *Initial changes in forest structure and understory plant communities following fuel reduction activities in a Sierra Nevada mixed conifer forest*. Forest Ecology and Management, 239: 102-111.

Dolling, A. (1999). *The vegetative spread of Pteridium aquilinum in a hemiboreal forest-invasion or revegetation*. Forest Ecology and Management, 124: 177-184.

Dodson, E.K., Peterson, D.W. y Harrod, R.J. (2008). *Understory vegetation response to thinning and burning restoration treatments in dry conifer forests of the eastern Cascades, USA*. Forest Ecology and Management, 255: 3130-3140.

Fabião A., Martins M.C., Cerveira, C., Santos, C., Lousã, M., Madeira, M. y Correia, A. (2002). *Influence of soil and organic residue management on biomass and biodiversity of understory vegetation in a Eucalyptus globulus Labill. Plantation*. Forest Ecology and Management, 171: 87-100.

FAO (2012). *El estado de los bosques del mundo*. Los bosques y la evolución del mundo moderno: 7-23. Organización de las naciones unidas para la alimentación y la agricultura. Roma

Floristán, S.A. (1995). *Geografía de Navarra. El solar-1*. Editado por Diario de Navarra. Pamplona.

Floristán, S.A. (1995). *Geografía de Navarra. El solar-2*. Editado por Diario de Navarra. Pamplona.

- Floristán, S.A.** (1995). *Geografía de Navarra. Las comarcas-1*. Editado por Diario de Navarra. Pamplona.
- García del Barrio, J.M., López, M. y Penalva, F.** (1997). *Existencias de biomasa aérea y stock de nutrientes en una masa arbórea de Pinus sylvestris en la Sierra de Guadarrama. Valsain. (Segovia)*. 1er Congreso Forestal Español. Pamplona. Sociedad Española de Ciencias Forestales.
- Gilliam, F.S.** (2007). *The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems*. Bioscience, 57: 845-858.
- Grime J.P., Hodgson J.G. y Hunt. R.** (1996). *Comparative plant ecology. A functional approach to common British species*. Chapman & Hall. London.
- Halls, L.K. y Schuster, J.L.** (1965). *Tree-herbage relations in pine-hardwood forest of Texas*. Journal of Forestry, 63: 282-283
- Halpern, C.B. y Spies, T.A.** (1995). *Plant species diversity in natural and managed forest of the Pacific Northwest*. Ecological Applications, 5, 913-934
- Hawley, R. y Smith, D.** (1982). *Silvicultura práctica*. Ediciones Omega. Barcelona.
- He, F. y Barclay, H.** (2000). *Long term response of understory plant species to thinning and fertilization in a Douglas-fir plantation on southern Vancouver Island, British Columbia*. Canadian Journal of Forest Research 30: 566-572
- Heinrichs, S., Bernhardt-Römermann, M. y Schmidt, W.** (2010). *The estimation of aboveground biomass and nutrient pools of understory plants in closed Norway spruce forests and clearcuts*. European Journal of Forestry Research. Available at Springerlink.com.
- Hermý, M.** (1998). *Accuracy of visual cover assessments in predicting standing crop and environmental correlation in deciduous forests*. Vegetatio, 75: 57-64.
- Huarte, F.** (2003). *Influencia de las diferentes intensidades de aclareo sobre las propiedades el suelo en dos bosques de pino silvestre del Pirineo Navarro*. Trabajo Fin de Carrera. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad Pública de Navarra. Departamento de Ciencias del Medio Natural. Pamplona.
- Huber, A., Oyarzun, C. y Ellies, A.** (1985). *Balance hídrico entre plantaciones de Pinus radiata y una pradera*. Bosque, 6 (2). Universidad austral de Chile. Facultad de ciencias forestales.
- Iturburua, S., Imbert, J.B. Castillo, F.J.** (2003). *Evolution de l'abondance des especes vegetales d'un sous-bois de pin sylvestre soumis a trois intensites d'eclaircie*. Universite Publique de Navarre. Departement des Sciences de l'Environnement. Pampelune
- Jonasson, S.** (1988). *Evaluation of the point intercept method for the estimaton of plant biomass*. Oikos, 52: 10-106.

- Kerns, B.K. y Ohmann, J.L.**, (2004). *Evaluation and prediction of shrub covers in coastal Oregon forests (USA)*. *Ecological Indicators*, 4: 83-98.
- Kimmins, J.P.** (2004). *Forest ecology: a foundation for sustainable forest management and environmental ethics in forestry*. 3rd Ed. Prentice Hall. Upper Saddle River, NJ.
- Klinka, K., Chen, H.Y.H., Wang, Q. y Montigny, L.** (1996) *Forest canopies and their influence on understory vegetation in early-seral stands on west Vancouver Island*. *Northwest Science* 70: 193-200
- Kubíček, F., Simonovic, V. y Somsák, L.** (1994). *Production-ecological parameters of the herb layer in coniferous forests*. *Ekológia (Bratislava)*, 13(2): 145-153.
- Landsberg, J.J. y Gower, S.T.** (1997). *Applications of physiological ecology to forest management*. Academic Press. San Diego.
- Loidi, J. y Báscones, J.C.** (1995). *Memoria del mapa de series de vegetación de Navarra*. Editado por Gobierno de Navarra. Pamplona.
- MacDonald, R.L., Burke, J.M., Chen, H.T.H. y Prepas, E.E.** (2012). *Relationship between Aboveground Biomass and Percent Cover of Ground Vegetation in Canadian Boreal Plain Riparian Forests*. *Forests Science*, 58: 47-53.
- Marrs, R.H. y Watt, A.S.** (2006). *Biological Flora of the British Isles: Pteridium aquilinum (L.) Kuhn*. *Journal of Ecology*, 94: 1272-1321.
- Martin, J. y Díez J.J.** (2012). *Sustainable forest management – Current research*. *Sustainable Forest Management: an Introduction and Overview*: 3-16. Intech.
- Martinez-Alonso, C. y Valladares, F.** (2005). *Caracterización de la heterogeneidad espacial y temporal del ambiente lumínico y de la vegetación del sotobosque en un pinar de Pinus sylvestris L.* 4^o Congreso Forestal Español. Granada. Sociedad Española de Ciencias Forestales.
- McConell, B.R. y Smith, J.R.** (1965). *Understory response three years after thinning pine*. *Journal of Range Management*, 18: 129-132.
- McConell, B.R. y Smith, J.R.** (1970). *Response of understory vegetation to ponderosa pine thinning in eastern Washington*. *Journal of Range Management*, 23: 208-212.
- Metlen, K.L., Fiedler, C.E. y Youngblood, A.** (2004). *Understory responses to fuel reduction treatments in the Blue Mountains of northeastern Oregon*. *North-west Science*, 78: 175-185.
- Montgomery, D.C.** (2005). *Design and analysis of experiments*. Arizona State University.
- Moore, M.M., Casey, C.A., Bakke,r J.D, Springer. J.D., Fulé P.Z., Covington, W.W. y Laughlin, D.C.** (2006). *Herbaceous vegetation responses (1992-2004) to restoration treatments in a ponderosa pine forest*. *Rangeland Ecology & Management*, 59: 135-144.
- Montoya, J.M. y Mesón, M.** (2004). *Selvicultura. Tomo I*. Fundación Conde del valle de Salazar. Ediciones Mundi Prensa. Madrid.

- Montoya, J.M. y Mesón, M.** (2004). *Selvicultura. Tomo II*. Fundación Conde del valle de Salazar. Ediciones Mundi Prensa. Madrid.
- Mueller-Dombois, D. y Ellenberg, H.** (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons, New York. 547 p.
- Muller, R.N.** (1978). *The phenology, growth and ecosystem dynamics of Erythronium americanum in the northern hardwood forest*. Ecological Monographs, 48: 1-20.
- Muller, R.N.** (2003). *Nutrient relations of the herbaceous layer in deciduous forest ecosystems*. Pages 15-37 in Gilliam F.S., Roberts M.R., eds. *The Herbaceous Layer in Forest of Eastern North America*. New York: Oxford University Press.
- Muukkonen, P. y Mäkipää, R.** (2006). *Empirical biomass models of understory vegetation in boreal forests according to stand and site attributes*. Boreal Environmental Research, 11: 355-369.
- Muukkonen, P., Mäkipää, R., Laiho, R., Minkkinen, K., Vasander, H. y Finér, L.** (2006). *Relationship between Biomass and Percentage Cover in Understorey Vegetation of Boreal Coniferous Forests*. Silva Fennica 40, 231-245.
- Neufeld, H.S. y Young D.R.** (2003). *Ecophysiology of the herbaceous layer in temperate deciduous forests*. Pages 38-90 in Gilliam F.S., Roberts M.R., eds. *The herbaceous Layer in Forests of Eastern North America*. New York: Oxford University Press.
- Nordstokke, D.W. y Zumbo, B.D.** (2007). *A Cautionary Tale About Levene's Tests for Equal Variances*. Journal of Educational Research and Policy Studies, 7: 1-14.
- Papanastasis, V., Koukoura, Z., Alifragis, D. y Makedos, I.** (1995). *Effects of thinning, fertilization and sheep grazing on the understory vegetation of Fpinus pinaster plantations*. Forest Ecology Management, 77: 181-189.
- Pardo, A. y Ruiz, M.A.** (2005). *Análisis de datos con SPSS 13 Base*. Capítulo 18: Análisis de regresión lineal: El procedimiento de *Regresión lineal*. McGraw-Hill Interamericana de España S.L.
- Pardo F., Velasco, A. y Gil, L.** (2006). *Tercer Inventario Forestal Nacional. 1997-2006. La transformación histórica del paisaje forestal en Navarra*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Pase, C.P.** (1958) *Herbage production and composition under immature ponderosa pine stands in the Black Hills*. Journal of Range Management, 11: 238-243.
- Rameau, J.C., Mansion, D. y Dumé, G.** (1989) *Flore forestière française. Guide écologique illustré. 1: Plaines et collines*. Institut pour le développement forestier. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche. Dijon-Quetigny.
- Ramovs, B.V. y Roberts, M.R.** (2005). *Response of plant functional groups within plantations and naturally regenerated forests in southern New Brunswick, Canada*. Canadian Journal of Forest Research, 35: 1261-76.

- Rivas, S.** (1987) *Memoria del mapa de series de vegetación de España 1:400.000*. Ministerio de agricultura, pesca y alimentación. Madrid.
- Röttgermann, M., Steinlein, T., Beyschlag, W. y Dietz, H.** (2000). *Linear relationships between aboveground biomass and plant cover in low open herbaceous vegetation*. Journal of Vegetation Science, 11: 145-148.
- Rozados, M.J., Alonso, M., Ignacio, M.F. y Silva-Pando, F.J.** (2009). *Producción del sotobosque en robledales 4 y 8 años después del clareo*. 5º Congreso Forestal Español. Montes y Sociedad: saber qué hacer. Ávila. Sociedad Española de Ciencias Forestales.
- Sánchez, I.** (2002). *Pérdidas de peso y variables abióticas, relacionadas con distintas intensidades de aclareo en dos bosques de pinus sylvestris l. del pirineo occidental*. Trabajo Fin de Carrera. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad Pública de Navarra. Departamento de Ciencias del Medio Natural. Pamplona.
- Scowcroft, P.G., Haraguchi, J.E. y Fujii, D.M.** (2008). *Understory structure in a 23-year-old Acacia koa forest and 2-year growth responses to silvicultural treatments*. Forest Ecology and Management, 255: 1604-1617.
- Serradar, R.** (2008). *Apuntes de selvicultura*. Tratamientos parciales: 281-346. EUIT forestal. Madrid.
- Siccama, T.G., Bormann, F.H. y Likens, G.E.** (1970). *The hubbard Brook ecosystem study: productivity, nutrients, and phytosociology of the herbaceous layer*. Ecological Monographs, 40: 389-402.
- Smith, R.B. y Smith, T.M.** (2002). *Ecología*. Capítulo 30: Bosques templados, pps 487-499. Addison Wesley. Madrid.
- Smith, D., Larson, B., Kelty M. y Ashton P.M.** (1997). *The practice of silviculture. Applied forest ecology*. John Wiley & sons, Inc.
- Sola, A.** (1999). *Geografía general de Navarra*. Editado por Gobierno de Navarra. Pamplona
- Stone, W.E. y Wolfe, M.L.** (1996). *Response of understory vegetation to variable tree mortality following mountain beetle epidemic in lodgepole pine stands in northern Utah*. Vegetatio, 122: 1-12.
- Stanek, W., Beddows, D. y State, D.** (1979). *Fertilization and Thinning Effects on a Douglas-fir Ecosystem at Shawnigan Lake on Vancouver Island. Some Observations on Salal and Bracken Fern Undergrowth*. Pacific Forest Research Centre. Environment Canada, Canadian Forestry Service.
- Suchar, V.A. y Crookston, N.L** (2010). *Understory cover and biomass indices predictions for forests ecosystems of the Northwestern United States*. Ecological indicators, 10: 602-609.
- Terradas, J.** (2001). *Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes*. Ediciones Omega S.A. Barcelona.

- Thomas, P.A. y Packham, J.R.** (2007). *Ecology of woodlands and forests. Description, dynamics and diversity*. Cambridge.
- Thomas, S.C., Halpern, C.B., Falk, D.A., Ligouri D.A. y Austin, K.A.** (1999) *Plant diversity in managed forest: understory responses to thinning and fertilization*. *Ecological Applications*, 9: 864-879.
- Thyssel, D.R. y Carey A.B.** (2001). *Manipulation of density of *Pseudotsuga menziesii* canopies: preliminary effects on understory vegetation*. *Canadian Journal of Forest Research*, 31: 1513-1525.
- Urrutikoetxea, I.** (2012). *Influencia de las claras y el tipo de dosel en las características físico-químicas del suelo y la flora de un bosque mixto del Pirineo Navarro (junio de 2010)*. Trabajo Fin de Carrera. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad Pública de Navarra. Departamento de Ciencias del Medio Natural. Pamplona.
- Vicente, A.M. y Donezar, M.** (2004). *Memoria del mapa de cultivos y aprovechamientos de Navarra. E 1:200.000*. Editado por Gobierno de Navarra. Pamplona.
- Vignote, S.** (2002). *Caracterización de la madera. Características de la madera de pino silvestre para uso estructural*. Universidad Politécnica de Madrid.
- Waring, R.H. y Running, S.W.** (1998). *Forest ecosystems. Analysis at multiple scales*. Academic Press. San Diego.
- Welch, N.L, Belmont, J.M. y Randolph, J.C.** (2007). *Summer ground layer biomass and nutrient contribution to aboveground litter in an Indiana temperate deciduous forest*. *American Midland Naturalist*, 157: 11-26.
- Yamamoto, S.** (2000). *Forest Gap Dynamics and Tree Regeneration*. *Journal of Forestry Research*, 5: 223-229.
- Yarie, J.** (1980). *The role of understory vegetation in the nutrient cycle of forested ecosystems in the mountain hemlock biogeoclimatic zone*. *Ecology*, 61: 1498-1514.
- Yarie, J. y Mead, B.R.** (1989). *Biomass regression equations for determination of vertical structure of major understory species of Southeast Alaska*. *Northwest Science*, 63: 221-231.