

**UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA**

**ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR**

**DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA AGROFORESTAL**

**DEPARTAMENTO DE EDAFOLOGÍA Y QUÍMICA AGRÍCOLA**



**BIOMASA ARBÓREA Y ESTABILIDAD NUTRICIONAL DE LOS  
SISTEMAS FORESTALES DE *Pinus pinaster* Ait., *Eucalyptus globulus* Labill.  
Y *Quercus robur* L. EN GALICIA**

**TESIS DOCTORAL**

**MIGUEL ÁNGEL BALBOA MURIAS**

**Lugo, 2005**

**UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA**

**ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR**

**DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA AGROFORESTAL**

**DEPARTAMENTO DE EDAFOLOGÍA Y QUÍMICA AGRÍCOLA**

**BIOMASA ARBÓREA Y ESTABILIDAD NUTRICIONAL DE LOS SISTEMAS  
FORESTALES DE *Pinus pinaster* Ait., *Eucalyptus globulus* Labill. Y *Quercus  
robur* L. EN GALICIA**

**MIGUEL ÁNGEL BALBOA MURIAS**

Ingeniero de Montes

Memoria para optar al grado de Doctor realizada bajo la dirección de los Doctores de los  
Departamentos de Ingeniería Agroforestal y de Edafología y Química Agrícola de la  
Universidad de Santiago de Compostela

JUAN GABRIEL ÁLVAREZ GONZÁLEZ

Vº Bº

El director de la Tesis

AGUSTÍN MERINO GARCÍA

Vº Bº

El director de la Tesis

JUAN GABRIEL ÁLVAREZ GONZÁLEZ

AGUSTÍN MERINO GARCÍA

Lugo, 2005

Dr. Juan Gabriel Álvarez González, Profesor Titular del Departamento de Ingeniería Agroforestal y Dr. Agustín Merino García, Profesor Titular del Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Santiago de Compostela, informan:

Que la memoria titulada “Biomasa arbórea y estabilidad nutricional de los sistemas forestales de *Pinus pinaster* Ait., *Eucalyptus globulus* Labill. y *Quercus robur* L. en Galicia” presentada por el Ingeniero de Montes D. Miguel Ángel Balboa Murias para optar al grado de Doctor Ingeniero de Montes, fue realizada bajo nuestra dirección. Considerando que el trabajo está finalizado y es materia de tesis, autorizamos su presentación.

VºBº

EL DIRECTOR DE LA TESIS

JUAN GABRIEL ÁLVAREZ GONZÁLEZ

Lugo, 2005

VºBº

EL DIRECTOR DE LA TESIS

AGUSTÍN MERINO GARCIA

Lugo, 2005

EL AUTOR

MIGUEL ANGEL BALBOA MURIAS

Lugo, 2005

Los trabajos desarrollados para la realización de esta tesis doctoral se fundamentan en un contrato de investigación al amparo del proyecto “*Aprovechamiento de la biomasa forestal en la cadena Monte-Industria de Galicia*”, financiado por la Asociación Galega Monte-Industria, y desarrollado conjuntamente por la Universidad de Santiago de Compostela, el Centro de Innovación y Servicios Tecnológicos de la Madera (CIS-Madera) y la Universidad de Vigo. Durante el desarrollo de este trabajo se ha recibido un importante apoyo técnico y humano por parte del personal del CIS-Madera, especialmente de los señores Jaime D. Bermúdez, Manuel C. Touza, Fernando Sanz, Gonzalo Piñeiro y Martín Santalla. También ha sido inestimable la ayuda del personal de NORFOR, los señores Leandro Vela, Guillermo Bustos, Luis Campos y Daniel Blanco, y de los diferentes Servicios Forestales de la Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia.

## **AGRADECIMIENTOS**

Esta Tesis Doctoral es un claro ejemplo de la importancia de la cooperación y el trabajo conjunto. Por eso resulta absolutamente justo agradecer el esfuerzo y la ayuda de todas aquellas personas que han colaborado en la realización de la misma.

Gracias a los directores de esta tesis, Dr. Agustín Merino García y Dr. Juan Gabriel Álvarez González, por su tesón, paciencia, visión crítica y espíritu didáctico. Mi más sincero agradecimiento por toda su ayuda y por las oportunidades que me han brindado en el ámbito de la investigación.

Gracias a los profesores de la Escuela Politécnica Superior, Dr. Ulises Diéguez, Dr. Roque Rodríguez, Dr. Alberto Rojo, Dr. Guillermo Riesco y Dr. Avelino Núñez, por sus inestimables aportaciones y por el permanente seguimiento que han realizado de este trabajo.

Gracias al Dr. Bernard Parresol. Sus trabajos han sido una continua y valiosa referencia.

Gracias a todos los que fueron y son compañeros del Laboratorio de Dasometría, Inventario y Ordenación de Montes y del Departamento de Edafología y Química Agrícola de la EPS de Lugo, especialmente a Beatriz Omil, Almudena Tella, Dr. Fernando Solla, Martín Santalla, Dr. Javier Gorgoso y Carlos López. Espero algún día llegar a compensar vuestra ayuda.

Moitas grazas a Hector Ferreiro Abelairas e Dr. Fernando Castedo, tería que vivir moitos anos e ser tan boa persona coma vós para chegar a agradecer todo o que fixestes por min, incluídos todos esos imponderables que solo nós coñecemos. Gracias con mayúsculas a Dr. Marcos Barrio y Dr. Pedro Álvarez por intentar transmitirme su infinita pasión forestal y por hacer de la generosidad y el compañerismo sus grandes referentes. Gracias por hacer que trabajar con vosotros sea un auténtico placer.

Gracias al personal de FISQUITECNAL de la Universidad de Santiago de Compostela, Montserrat Gómez, Verónica Piñeiro y Asier Alonso, por la cobertura técnica en los análisis de las muestras.

Y que decir de mi familia, el auténtico motor de tantas y tantas cosas.

## RESUMEN

Biomasa arbórea y estabilidad nutricional de los sistemas forestales de *Pinus pinaster* Ait., *Eucalyptus globulus* Labill. y *Quercus robur* L. en Galicia.

En las últimas décadas, el incremento de la superficie forestal arbolada en el noreste de la Península Ibérica ha sido continuo, especialmente en el caso de las especies de crecimiento rápido. En la actualidad, *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus* y *Quercus robur* son, por este orden, las especies que ocupan una mayor superficie arbolada en Galicia. Diferentes intereses industriales, energéticos y ambientales han motivado que en los últimos años el análisis de las distintas posibilidades de aprovechamiento de la biomasa forestal esté adquiriendo un creciente protagonismo. Bajo esta perspectiva, se hace necesario elaborar unos criterios de sostenibilidad para el manejo de los sistemas forestales, especialmente en lo relativo a especies de crecimiento rápido caracterizadas por un aprovechamiento intensivo.

El principal objetivo del presente trabajo fue determinar la caracterización nutricional de los sistemas forestales de *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus* y *Quercus robur*, y evaluar la incidencia de diferentes operaciones selvícolas y de aprovechamiento de las fracciones arbóreas sobre la estabilidad nutricional de los mismos. A partir del estudio de 16 masas y del muestreo destructivo de 231 árboles se modelizó la biomasa arbórea de estas tres especies y se determinó la distribución nutricional de estos sistemas. La integración de distintos modelos de crecimiento y evolución de rodales forestales junto con la consideración de modelos predictivos de biomasa permitió simular así mismo la evolución de la dinámica nutricional de las masas de *Eucalyptus globulus* y *Pinus pinaster* bajo diferentes regímenes selvícolas y de aprovechamiento. En último término, a partir de dos ensayos de campo donde se plantearon diferentes alternativas de manejo de los restos arbóreos de corta, se evaluó la influencia del aprovechamiento de las fracciones más gruesas de los restos de corta sobre distintos aspectos del balance hidrogéocímico y sobre determinados procesos microbiológicos y condiciones ambientales del suelo.

Los resultados obtenidos revelaron una importante acumulación de nutrientes en las fracciones arbóreas de copa de las tres especies estudiadas. Se pusieron de manifiesto los altos valores de extracción anual de nutrientes en los sistemas de *Eucalyptus globulus* y la relativa frugalidad de *Pinus pinaster*. Se observaron también las ventajas que desde un punto de vista de la economía de nutrientes implican los regímenes de claras fuertes en las masas de pino, así como la importante retirada de nutrientes que conlleva el habitual aprovechamiento conjunto de madera y corteza, y que resulta especialmente relevante en los eucaliptales. Estas limitaciones en los sistemas de *Pinus pinaster* y *Eucalyptus globulus*, derivadas de la distribución de elementos, permitieron considerar que, sin un adecuado programa selvícola, las operaciones de aprovechamiento intensivo que planteen la extracción de la mayor parte de las fracciones arbóreas pueden implicar la reducción de las reservas de nutrientes del suelo a largo plazo. Los esquemas de manejo que se llevan a cabo en la actualidad en los sistemas de *Eucalyptus globulus* y *Pinus pinaster*, caracterizados por la ausencia casi total de programas de fertilización, por turnos reducidos y por la extracción del monte de la corteza del tronco, pueden derivar en una reducción de la fertilidad del suelo que afecte a la productividad forestal.

En relación a la influencia de las operaciones de gestión de los restos de corta sobre el balance hidrogéocímico y las propiedades microbiológicas del suelo, se comprobó que el aprovechamiento de las ramas gruesas, dejando sobre un mantillo bien desarrollado una importante proporción de fracciones finas de copa, garantiza un control de los procesos de

escorrentía superficial y el desarrollo de una actividad microbiana comparables al caso de que todas las fracciones de copa permaneciesen sin aprovechar sobre el terreno.

Se concluyó que el aprovechamiento sostenible de la biomasa arbórea debe realizarse a través de una gestión selvícola que asegure la conservación de la capacidad productiva de los suelos, reduciendo los costes nutricionales del aprovechamiento forestal. Este manejo puede pasar por limitar el aprovechamiento de los restos más gruesos de corta a los terrenos más productivos, mecanizables y con menor riesgo de erosión, evitar la retirada de ramillos y hojas tras el aprovechamiento, realizar fertilizaciones con P, Ca, Mg y K, en cantidades que compensen las extracciones del aprovechamiento, especialmente en los casos en los que no se plante el descortezado en monte, y promover la restitución natural de nutrientes, fomentando los esquemas selvícolas que planteen menores densidades que las consideradas en la actualidad.

## SUMMARY

Tree biomass and nutritional stability in forests of *Pinus pinaster* Ait., *Eucalyptus globulus* Labill. and *Quercus robur* L. in Galicia.

In recent decades there has been a steady increase in the establishment of forest plantations, especially of fast growing species, in the northwest of the Iberian Peninsula. At present the species that occupy the largest areas of land in Galicia are, in decreasing order of importance, *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus* and *Quercus robur*. Different industrial, energetic and environmental concerns have prompted increasing interest in the analysis of different possible ways of exploiting forest biomass. In light of this, some criteria for the sustainable management of forest systems must be established, especially in relation to fast growing species characterized by intensive management regimes.

The main aims of the present study were to determine the nutritional status of *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus* and *Quercus robur* stands, and to assess the effects of different silvicultural treatments and the exploitation of tree fractions on the nutritional stability of the plantations. The tree biomass was modelled using data from the study of 16 stands and destructive sampling of 231 trees, and the nutritional distribution in the systems was determined. The combined use of different models of forest growth and development with models for predicting biomass allowed simulation of the changes in nutritional dynamics in stands of *Eucalyptus globulus* and *Pinus pinaster* under different silvicultural and exploitative regimes. Finally, two field studies were carried out to evaluate how different methods of handling felling remains, especially the thick branches harvest, affected various aspects of the hydrogeochemical balance and certain soil processes and environmental conditions.

The results obtained revealed a large accumulation of nutrients in the crown fraction of the three species studied. High annual values of nutrient extraction in the *Eucalyptus globulus* stands and the relative frugality of *Pinus pinaster* were demonstrated. The advantages, in terms of economy of nutrients, involved in the use of heavy thinning schedules in pine stands, as well as the important effects associated with the usual practice of exploiting wood and bark together, particularly relevant for eucalypts, were illustrated. The limitations in the stands of *Pinus pinaster* and *Eucalyptus globulus*, arising from the nutrients distribution, indicated that, without an adequate silvicultural management plan, intensive exploitation operations that involve the removal of a large part of the tree fractions, may involve a long-term reduction in the soil nutrient reserves. These results suggest that the management schemes implemented at present in *Eucalyptus globulus* and *Pinus pinaster* stands, characterized by the almost total

absence of fertilization programmes, short rotations and removal of bark from the sites may cause a reduction in soil fertility that will affect forest productivity.

The removal of the tree fractions is the most important operation in terms of determining the hypothetical imbalance in nutrients and in the input of organic matter to the soils, given that the inputs of nutrients via atmospheric deposition compensate for losses derived from run-off.

As regards the relation between slash management and hydrogeochemical balance and soil microbiological processes, it was pointed out that the thick branches harvest, without removing most of thin crown fractions and litter layer, guaranteed the control of losses derived from run-off and levels of microbiological activity the same as all coarse debris were not harvested.

In conclusion, the sustainable exploitation of tree biomass must be carried out through the implementation of silvicultural practices that ensure conservation of the productive capacity of soils by reducing the nutritional costs of forest exploitation. Such practices may include: limiting the exploitation of felling remains to the most productive sites where mechanised techniques can be applied and where the risk of erosion is minimal; avoiding the removal of branches and leaves after felling; fertilizing the soil with P, Ca, Mg and K in quantities that compensate for the amounts removed by harvesting, especially in cases where on-site debarking is not carried out, and finally, promoting the natural recovery of nutrients by favouring silvicultural regimes that involve lower planting densities than those considered at present.

# ÍNDICE

<b>1. Justificación y Objetivos.....</b>	<b>I</b>
<b>2. Introducción .....</b>	<b>4</b>
2.1. Determinación de la biomasa forestal .....	4
2.1.1. Inventario de la biomasa arbórea .....	5
2.1.1.1. Estimación de la biomasa forestal .....	8
2.1.1.2. Factores de conversión de biomasa .....	9
2.1.1.3. Relaciones de proporcionalidad.....	9
2.1.1.4. “Randomized branch sampling” e “Importance sampling” .....	11
2.1.2. Modelización de la biomasa arbórea.....	14
2.1.2.1. Tamaño de muestra necesario para el ajuste de ecuaciones de biomasa arbórea .....	14
2.1.2.2. Variables independientes empleadas en la modelización de la biomasa arbórea.....	15
2.1.2.3. Funciones empleadas en la modelización de la biomasa arbórea .....	16
2.1.2.4. Error en la modelización de la biomasa arbórea.....	20
2.1.3. Estudios previos relativos a la cuantificación de biomasa de <i>Eucalyptus globulus</i> , <i>Pinus pinaster</i> y <i>Quercus robur</i> .....	22
2.1.3.1. <i>Eucalyptus globulus</i> .....	22
2.1.3.2. <i>Pinus pinaster</i> .....	23
2.1.3.3. <i>Quercus robur</i> .....	23
2.2. Valoración de la estabilidad nutricional de los sistemas forestales .....	24
2.2.1. Influencia de la retirada de la biomasa arbórea sobre la estabilidad de nutrientes del sistema forestal.....	26
2.2.2. Estado nutricional de los suelos en Galicia y su relación con el manejo de la biomasa arbórea .....	28
2.2.3. Propiedades de los suelos de Galicia .....	29
2.3. Implicaciones ambientales del aprovechamiento de la biomasa forestal.....	30
2.3.1. Efecto de la retirada de los restos de corta sobre la escorrentía superficial y la erosión.....	30
2.3.1.1. Efecto de la retirada de los restos de corta sobre la composición de las aguas de escorrentía .....	33
2.3.1.2. Influencia del manejo de restos sobre los niveles de escorrentía y las pérdidas de nutrientes a través de las aguas de escorrentía .....	34
2.3.2. Influencia de la retirada de restos de corta sobre la materia orgánica del suelo.....	38
2.3.2.1. La materia orgánica de los suelos forestales: formación y funciones .....	38
2.3.2.2. Calidad de la materia orgánica y actividad de los microorganismos .....	40
2.3.2.3. Metodología para el estudio de la materia orgánica en suelos forestales.....	40
2.3.2.4. Influencia de las labores selvícolas sobre la materia orgánica del suelo y la actividad de los microorganismos .....	41
2.3.2.5. Influencia del manejo de la biomasa arbórea sobre los procesos respiración del suelo .....	43
<b>3. Material y Métodos .....</b>	<b>45</b>
3.1. Modelización de la biomasa arbórea y caracterización nutricional de los sistemas forestales de <i>Eucalyptus globulus</i> , <i>Pinus pinaster</i> y <i>Quercus robur</i> .....	45
3.1.1. Área de estudio .....	45

3.1.1.1. Caracterización de los sistemas de <i>Eucalyptus globulus</i> .....	48
3.1.1.2. Caracterización de los sistemas de <i>Pinus pinaster</i> .....	50
3.1.1.3. Caracterización de los sistemas de <i>Quercus robur</i> .....	52
3.1.2. Modelización de la biomasa arbórea.....	53
3.1.2.1. Proceso de muestreo para la determinación de la biomasa arbórea .....	53
3.1.2.2. Secuencia metodológica seguida para el ajuste de los modelos de biomasa.....	56
3.1.2.3. Ajuste de las ecuaciones de biomasa arbórea .....	56
3.1.2.3.1. Variables empleadas en los ajustes.....	56
3.1.2.3.2. Funciones empleadas en la modelización de la biomasa arbórea .....	59
3.1.2.3.3. Funciones empleadas en la modelización de la biomasa de los rebrotes de <i>Eucalyptus globulus</i> .....	59
3.1.2.4. Análisis estadístico .....	60
3.1.2.4.1. Regresión lineal.....	61
3.1.2.4.2. Selección de variables regresoras.....	63
3.1.2.4.3. Regresión no lineal.....	64
3.1.2.5. Heterocedasticidad en el ajuste de los modelos de biomasa .....	65
3.1.2.5.1. Transformación de las variables de la regresión.....	66
3.1.2.5.2. Regresión ponderada .....	66
3.1.2.6. Armonización y aditividad de las ecuaciones de biomasa .....	67
3.1.2.7. Ajuste de sistemas de ecuaciones relacionadas.....	70
3.1.2.7.1. Capacidad de ajuste de los modelos y criterios de selección.....	72
3.1.2.7.1.1 Análisis gráfico .....	76
3.1.2.7.2. Capacidad predictiva global de los modelos .....	76
3.1.2.7.3. Otros análisis estadísticos.....	78
3.1.2.7.3.1 Diagnóstico de colinealidad .....	78
3.1.3. Determinación del contenido nutricional de los sistemas forestales .....	80
3.1.3.1. Estudio de las fracciones vegetales y del mantillo.....	80
3.1.3.2. Estudio de los suelos.....	80
3.1.3.3. Técnicas de análisis empleadas para las muestras vegetales y de suelo .....	81
3.1.3.4. Evaluación del estado nutricional.....	81
3.1.3.5. Análisis de correlaciones simples.....	81
3.2. Efecto de la selvicultura y de las operaciones de aprovechamiento sobre la extracción de nutrientes a lo largo del turno en sistemas de <i>Pinus pinaster</i> y <i>Eucalyptus globulus</i> .....	82
3.2.1. Diseño de la experiencia .....	82
3.2.2. Modelos de crecimiento de <i>Pinus pinaster</i> empleados en las simulaciones .....	83
3.2.3. Modelos de crecimiento de <i>Eucalyptus globulus</i> empleados en las simulaciones .....	88
3.2.4. Regímenes de selvicultura y aprovechamiento simulados .....	89
3.2.5. Valores de concentración de nutrientes empleados en las simulaciones.....	90
3.3. Efecto de la retirada de los restos de corta sobre la erosión y la calidad de las aguas superficiales .....	90
3.3.1. Características del área de estudio .....	90
3.3.2. Diseño de la experiencia .....	92
3.3.3. Características de las parcelas de erosión-escorrentía.....	92
3.3.4. Parámetros estudiados.....	94
3.3.4.1. Parámetros climáticos del área de estudio. Factor R de erosividad de la lluvia.....	94
3.3.4.2. Cantidad de agua de escorrentía .....	94
3.3.4.3. Sedimentos en suspensión .....	94
3.3.4.4. Composición química de las aguas de escorrentía.....	95
3.3.5. Análisis estadístico.....	95

3.3.5.1. Análisis de varianza de medidas repetidas.....	95
3.4. Influencia de la retirada de los restos de corta sobre la materia orgánica del suelo .....	97
3.4.1. Área de estudio .....	97
3.4.2. Diseño de la experiencia .....	98
3.4.3. Parámetros estudiados.....	100
3.4.4. Análisis estadístico.....	102
3.4.4.1. Análisis de varianza de medidas repetidas.....	102
<b>4. Resultados y Discusión.....</b>	<b>103</b>
4.1. Modelización de la biomasa arbórea .....	103
4.1.1. Modelización de la biomasa arbórea de <i>Eucalyptus globulus</i> .....	105
4.1.2. Modelización de la biomasa de los rebrotes de <i>Eucalyptus globulus</i> .....	111
4.1.3. Distribución y acumulación de la biomasa arbórea en las masas de <i>Eucalyptus globulus</i> ..	113
4.1.4. Modelización de la biomasa arbórea de <i>Pinus pinaster</i> .....	115
4.1.5. Distribución y acumulación de la biomasa arbórea en las masas de <i>Pinus pinaster</i> .....	122
4.1.6. Modelización de la biomasa arbórea de <i>Quercus robur</i> .....	125
4.1.7. Distribución y acumulación de la biomasa arbórea en las masas de <i>Quercus robur</i> .....	132
4.1.8. Comparación de la distribución de la biomasa arbórea de <i>Pinus pinaster</i> , <i>Eucalyptus globulus</i> y <i>Quercus robur</i> .....	134
4.2. Caracterización nutricional de los sistemas forestales .....	135
4.2.1. Caracterización nutricional de los sistemas de <i>Eucalyptus globulus</i> .....	135
4.2.1.1. Concentración de nutrientes en las fracciones arbóreas.....	135
4.2.1.2. Contenido y distribución de nutrientes en los componentes arbóreos .....	136
4.2.1.3. Propiedades de los suelos .....	138
4.2.1.4. Biomasa y acumulación de nutrientes en el horizonte orgánico .....	139
4.2.1.5. Relación entre el contenido de nutrientes de las fracciones arbóreas y el de los suelos .....	141
4.2.2. Caracterización nutricional de los sistemas de <i>Pinus pinaster</i> .....	143
4.2.2.1. Concentración de nutrientes en las fracciones arbóreas.....	143
4.2.2.2. Contenido y distribución de nutrientes en los componentes arbóreos .....	144
4.2.2.3. Propiedades de los suelos .....	145
4.2.2.4. Biomasa y acumulación de nutrientes en el horizonte orgánico .....	147
4.2.2.5. Relación entre el contenido de nutrientes de las fracciones arbóreas y el de los suelos .....	148
4.2.3. Caracterización nutricional de los sistemas de <i>Quercus robur</i> .....	150
4.2.3.1. Contenido y distribución de nutrientes en los componentes arbóreos .....	150
4.2.3.2. Propiedades de los suelos .....	151
4.2.3.3. Biomasa y acumulación de nutrientes en el horizonte orgánico .....	153
4.2.3.4. Acumulación y distribución de los nutrientes en el sistema .....	154
4.3. Implicaciones del aprovechamiento de la biomasa arbórea sobre el estado nutricional de los sistemas de <i>Eucalyptus globulus</i> Y <i>Pinus pinaster</i> .....	157
4.3.1. Cantidad de nutrientes en la biomasa arbórea y su relación con las reservas del suelo .....	158
4.3.1.1. <i>Eucalyptus globulus</i> .....	158
4.3.1.2. <i>Pinus pinaster</i> .....	160

4.3.2. Eficiencia nutricional e influencia en relación al manejo de la biomasa arbórea.....	161
4.3.3. Balance nutricional de los sistemas de <i>Eucalyptus globulus</i> y <i>Pinus pinaster</i> .....	162
4.3.4. Efecto de la selvicultura y de las operaciones de aprovechamiento en la extracción de nutrientes a lo largo del turno en sistemas de <i>Pinus pinaster</i> y <i>Eucalyptus globulus</i> .....	164
4.3.4.1. Influencia del tipo de especie y de la calidad de estación sobre la tasa de extracción de nutrientes.....	164
4.3.4.2. Influencia del manejo de la densidad de la masa y de la duración del turno .....	165
4.3.4.3. Influencia del tipo de aprovechamiento .....	168
4.3.4.4. Estrategias selvícolas para reducir los impactos de la explotación forestal intensiva..	170
4.3.4.4.1. Fertilización.....	171
4.3.4.4.2. Selección de los suelos.....	171
4.3.4.4.3. Posibilidades de aprovechamiento de las fracciones arbóreas.....	172
4.3.5. Diferencias entre <i>Eucalyptus globulus</i> y <i>Pinus pinaster</i> relativas al manejo nutricional....	173
4.4. Efecto de la retirada de los restos arbóreos de corta sobre la erosión y la calidad de las aguas superficiales .....	174
4.4.1. Valores climáticos y Factor R de erosividad de la lluvia durante el período de estudio .....	174
4.4.2. Precipitación atmosférica y Escorrentía .....	174
4.4.3. Producción de sedimentos.....	177
4.4.4. Composición química de las aguas de escorrentía .....	179
4.4.4.1. pH .....	179
4.4.4.2. N inorgánico .....	180
4.4.4.3. Evolución de la concentración de solutos en las aguas de escorrentía.....	182
4.4.5. Caracterización nutricional de los restos arbóreos de corta y de los suelos del área de estudio .....	185
4.4.6. Discusión .....	186
Influencia de la retirada de la biomasa arbórea sobre los procesos de escorrentía.....	186
Influencia de la gestión de la biomasa arbórea sobre la composición de las aguas de escorrentía	187
Influencia de la retirada de la biomasa arbórea sobre el pH de las aguas de escorrentía .....	190
4.5. Influencia de la gestión de los restos arbóreos de corta sobre la materia orgánica del suelo .....	191
4.5.1. Condiciones ambientales del área de estudio .....	191
4.5.2. Condiciones ambientales del suelo .....	192
4.5.2.1. Temperatura del suelo.....	192
4.5.2.2. Humedad del suelo .....	193
4.5.3. Biomasa microbiana y respiración del suelo.....	194
4.5.4. Discusión .....	198
<b>5. Conclusiones.....</b>	<b>202</b>
<b>6. Referencias bibliográficas .....</b>	<b>205</b>

# 1. Justificación y Objetivos

Se conoce como biomasa a la cantidad de materia que existe en un determinado ecosistema por unidad de superficie o de volumen (Newbould, 1970; Pardé, 1980). Se expresa generalmente en términos de peso seco, masa o volumen. Esta biomasa puede emplearse para estimar las cantidades potenciales de varios productos y combustibles, determinar la eficiencia del rodal, y en las relaciones suelo-agua-planta y nutrientes con la productividad del sitio (Anderson, 1971; Chiyenda y Kozak, 1984). El conocimiento de la dinámica de acumulación de biomasa es importante para comprender el funcionamiento del ecosistema forestal, ya que refleja la distribución de materia orgánica y permite evaluar los efectos de una intervención de carácter antrópico (Teller, 1988). En la actualidad, las líneas de actuación en este ámbito se centran fundamentalmente en el interés que la biomasa despierta como materia prima de procesos industriales y energéticos, y en las repercusiones ambientales de este tipo de actuaciones. Los diferentes estudios tienen como objeto conocer cómo influye la acumulación y distribución de la biomasa en el equilibrio del ecosistema (flujos de energía y de nutrientes), evaluar las posibilidades energéticas e industriales en determinadas regiones o determinar el potencial de almacenamiento de CO<sub>2</sub> de la atmósfera en los sistemas forestales a medio y largo plazo, en relación a la contribución de las masas arboladas al ciclo global del carbono (van Laar y Akça, 1997). Por último, la estimación de la biomasa y su distribución espacial se está adoptando como una herramienta complementaria para la gestión selvícola y su influencia en el control de plagas, incendios y la conservación de los suelos (Pardé, 1980).

El noroeste de la Península Ibérica es una de las regiones de mayor productividad forestal potencial de Europa. En las últimas décadas el incremento de la superficie forestal arbolada en esta región ha sido continuo, especialmente el relativo a especies de crecimiento rápido (Xunta de Galicia, 2001). Por otro lado, diferentes intereses industriales, energéticos y ambientales han motivado que en los últimos años el estudio sobre la biomasa forestal esté adquiriendo una creciente atención. Este aspecto adquiere especial importancia en Galicia, dado el particular desarrollo de las industrias de trituración y de pasta de papel, que demandan cada vez en mayor medida biomasa forestal no maderable (Bermúdez Alvite y Piñeiro Veiras, 2000). Estudios previos revelan que Galicia, amparándose en su elevado rendimiento forestal y en su desarrollado sector de transformación de la madera, podría ser capaz de asimilar buena parte de estos recursos arbóreos no maderables para el aprovechamiento industrial o energético (Bermúdez Alvite y Touza, 2000; Bermúdez Alvite y Piñeiro Veiras, 2001). Entre las estrategias se encuentra el aprovechamiento de fracciones arbóreas no maderables tras el aprovechamiento forestal o el establecimiento de plantaciones y programas de manejo especialmente diseñados para la producción de biomasa.

Bajo esta perspectiva de posible aprovechamiento de fracciones de biomasa arbórea, se hace necesario aportar información que permita elaborar unos criterios de sostenibilidad de nuestras masas forestales, especialmente en lo que se refiere a especies de crecimiento rápido manejadas de forma intensiva. Los turnos reducidos de estas especies, y los aprovechamientos intensos en muchos casos de gran parte de las fracciones arbóreas suponen la extracción a través de la biomasa de una importante proporción de los nutrientes del sistema. En este contexto, el manejo de los restos vegetales de corta de la explotación desempeña un papel

fundamental en el mantenimiento de la fertilidad de estos sistemas, ya que por norma general, las fracciones de copa y la corteza presentan las concentraciones de nutrientes más altas (Hopmans et al., 1993; Cortina y Vallejo, 1994; Fisher y Binkley, 2000).

En los últimos años, la comunidad científica promueve la integración de todas las actividades a desarrollar en el medio forestal dentro de políticas de gestión sostenible. Dentro de este ámbito también se han de encuadrar los esfuerzos actuales por integrar el análisis del aprovechamiento energético e industrial de la biomasa, especialmente de los restos de corta, con las evidentes derivaciones que esto supone en aspectos íntimamente ligados a este concepto de sostenibilidad, como pueden ser el empobrecimiento nutricional y la erosión del suelo, o la alteración del ciclo del carbono. Una de las primeras actuaciones a realizar a la hora de elaborar unos criterios de sostenibilidad de los sistemas forestales consiste en caracterizarlos nutricionalmente. Esta caracterización se realiza mediante inventarios que cuantifican la cantidad de nutrientes contenidos en los diferentes compartimentos del sistema (Nambiar y Brown, 1997; Fisher y Binkley, 2000). Estos datos constituyen una valiosa herramienta para la gestión sostenible de estas masas, ya que permiten evaluar como influyen los diferentes regímenes selvícolas y las operaciones de aprovechamiento y de manejo de restos de corta sobre el balance nutricional (Freedman et al., 1981; Montero et al., 1999; Augusto et al., 2000). De esta forma se puede conocer cómo afecta al estado nutricional del sistema la retirada de las fracciones arbóreas no maderables, que juegan un papel básico en su estabilidad al acumular un porcentaje importante de los nutrientes de la masa (Hopmans et al., 1993; Cortina y Vallejo, 1994). Así, si bien existen diferencias sustanciales entre las especies forestales, los estudios muestran que la mayor parte del N y P acumulado por la vegetación se encuentra en las ramas y acículas. Estos componentes, junto con la corteza, también acumulan importantes cantidades de Ca, Mg y K. (Hopmans et al., 1993; Spangenberg et al., 1996; Ouro et al., 2001). De esta forma, su descomposición sobre el terreno constituye una vía importante de restitución de elementos (Fisher y Binkley, 2000).

El análisis del impacto local de las operaciones selvícolas y de aprovechamiento forestal puede resultar incompleto para comprender de una forma más global los efectos de este tipo de operaciones si, de una forma paralela, no se contemplan otros fenómenos relativos a la influencia que los cambios en el balance hídrico pueden tener sobre la pérdida de nutrientes del sistema, a través fundamentalmente de las aguas de escorrentía (Nambiar y Brown, 1997). De esta forma, el estudio de balance hidrogeoquímico constituye otra herramienta muy válida para establecer criterios de sostenibilidad, ya que constituye en mayor o menor medida la respuesta a aspectos hidrológicos, edáficos y litológicos, botánicos, climáticos, y procesos biológicos y antrópicos (Powers, 1990a; Dyck et al., 1994; Nambiar, 1996). Otro aspecto a considerar a la hora de elaborar estos criterios de sostenibilidad es la respuesta de la materia orgánica del suelo ante estas actuaciones antrópicas. Así, los restos de corta constituyen la principal fuente de materia orgánica en el suelo, con lo que su retirada puede reducir el contenido de este componente del suelo (Fölster y Khanna, 1997. Por otro lado, de manera indirecta, el aumento de temperatura que se produce por la mayor insolación al retirar los restos vegetales, provoca que la tasa de mineralización de materia orgánica del suelo se incremente.

Todas las consideraciones anteriores referentes a la repercusión sobre el balance de nutrientes motivada por extracción del monte de algunas fracciones de la biomasa arbórea tienen especial importancia en suelos como los gallegos, caracterizados por su baja fertilidad y acidez (Guitián Ojea et al. 1982; Gil-Sotres y Díaz-Fierros, 1982; Macías y Calvo, 1992). Estudios recientes muestran que la mayor parte de las plantaciones forestales de Galicia presentan deficiencias en elementos, como P, Mg y, en menor medida, de Ca, que limitan su producción (Brañas et al., 2000; Zas et al., 2000; Sánchez-Rodríguez, 2001; Merino et al., 2003b). Esta situación se debe al predominio de rocas con minerales poco alterables (pizarras y

esquistos silíceos, cuarcitas), así como al fuerte lavado al que están sometidos como consecuencia de la elevada pluviosidad (Macías y Calvo, 1992; Dambrine et al., 2000), que motiva que en algunos casos las pérdidas de elementos por absorción vegetal resulten mínimas frente a las pérdidas por lavado del suelo como consecuencia de la precipitación atmosférica (Gómez y Calvo de Anta, 2001). Considerando todas estas circunstancias, en suelos de baja fertilidad, la descomposición de los residuos orgánicos puede ser clave para asegurar la restitución de los nutrientes en el suelo (Waring y Schlesinger, 1985; Ouro et al., 2001). Así, en sistemas forestales gallegos se ha comprobado que el manejo de los restos influye de forma significativa en el balance nutricional de estos sistemas así como en la regulación de las tasas de escorrentía superficial (Fernández Filgueira, 2002; Fernández et al., 2004).

Bajo esta perspectiva, en este trabajo se aporta una información que pretende resultar válida para la planificación de las operaciones selvícolas y de aprovechamiento forestal en masas de *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus* y *Quercus robur*. Se ha estructurado en tres apartados, determinados por los objetivos generales de este estudio, secuenciados de la siguiente forma: el primero de ellos aborda la modelización de la biomasa arbórea de las tres especies forestales antes comentadas, que son las de mayor importancia en cuanto a superficie forestal ocupada en Galicia. A partir de estos modelos matemáticos y de diferentes estudios edáficos, en el segundo apartado se han caracterizado nutricionalmente los sistemas forestales de estas tres especies. Se ha simulado así mismo la evolución de la dinámica nutricional de las masas de *Eucalyptus globulus* y *Pinus pinaster* bajo diferentes regímenes selvícolas y de aprovechamiento. En último término se abordó la influencia de diferentes tratamientos de manejo de los restos arbóreos de corta sobre distintos aspectos del balance hidrogeoquímico y sobre determinados procesos y condiciones ambientales del suelo. A partir de esta información se ha evaluado la posibilidad de aprovechamiento de la biomasa arbórea así como diferentes actuaciones que contribuyan a limitar su impacto, relativas fundamentalmente a la selección de las fracciones arbóreas más sensibles a la explotación, a la duración de los turnos de corta, o al posible aporte de fertilizantes para compensar la retirada de nutrientes derivada del aprovechamiento forestal.

Estos objetivos generales se concretan en los siguientes objetivos específicos:

- Elaborar modelos para la estimación de la biomasa de las diferentes fracciones arbóreas de *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus* y *Quercus robur*.
- Determinar la caracterización nutricional de los sistemas forestales de *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus* y *Quercus robur*, y la evolución de la distribución nutricional de los sistemas de *Pinus pinaster* y *Eucalyptus globulus* bajo diferentes esquemas selvícolas y de aprovechamiento, valorando las implicaciones del aprovechamiento intensivo de la biomasa arbórea sobre la estabilidad nutricional de estos sistemas.
- Evaluar la incidencia de diferentes alternativas de manejo de los restos arbóreos de corta sobre el balance hidrogeoquímico, y sobre las condiciones ambientales y la materia orgánica del suelo.

## 2. Introducción

### 2.1. DETERMINACIÓN DE LA BIOMASA FORESTAL

El término biomasa hace referencia al conjunto de materia orgánica, de origen animal o vegetal, incluyendo los materiales procedentes de su transformación natural o artificial. Para el caso de un árbol, se definiría como la cantidad total de materia vegetal que lo forma, mientras que si generalizamos al caso de una masa forestal, su biomasa consistiría así mismo en la cantidad de materia vegetal, por unidad de superficie, procedente de todos los pies que la forman (Pardé, 1980).

Actualmente existe una necesidad creciente de expresar la productividad forestal en términos de biomasa, especialmente en aquellas zonas donde tiene gran relevancia la industria de la trituración o el mercado de productos derivados de restos de aprovechamientos forestales. Hasta hace relativamente poco tiempo esta no era la práctica habitual, en parte porque la mayoría de la materia prima que se comercializa corresponde a una fracción muy determinada del árbol como es su fuste, y en parte debido también a que la determinación del volumen de un conjunto de pies resulta mucho más sencilla que la cuantificación de su peso. Históricamente, la cubicación y el pesaje han constituido las dos formas de proceder a la hora de estimar existencias y producciones (Avery y Burkhart, 1994). Cuando el destino de la madera es la sierra o el desenrollo, es decir, importa más el aspecto de la dimensión, el volumen es el sistema de medida más adecuado. Sin embargo, cuando los aspectos dimensionales no influyen en la comercialización de la madera, su cuantificación puede realizarse en unidades de peso, siendo ésta la forma de medida más precisa y práctica. Este podría ser el caso de la madera destinada a la trituración o a la fabricación de pasta de papel, lo que justificaría la conveniencia de disponer de herramientas de estimación de biomasa para especies y masas forestales destinadas a los usos antes comentados (Belanger, 1973; Auclair y Métayer, 1980; Jokela et al., 1986). A esto hay que añadir la cada vez más preocupante escasez de materia prima para la industria de primera transformación y su necesidad de reducir costes, que plantea la hipótesis del aprovechamiento de fracciones del árbol hasta ahora olvidadas, como por ejemplo las ramas. Las limitaciones que plantean las técnicas de medición de volumen tradicionales cuando se trata de fracciones diferentes de la propia madera, conllevan a que el concepto de peso, como medio para caracterizar y evaluar la productividad de un árbol, se emplee cada vez más habitualmente (Guttenberg, 1973; Husch et al., 1982; Avery y Burkhart, 1994). No obstante, la cuantificación de determinados recursos forestales en términos de volumen, especialmente para el caso de la madera, continúa siendo imprescindible.

Todas estas circunstancias han llevado a que en las últimas décadas, el número e importancia de estudios sobre la producción de biomasa forestal haya crecido de forma continuada, alcanzando cada vez más relevancia, y abarcando un gran número de especies y estructuras de masa diferentes (Pardé, 1980; Zeide, 1987; Waring y Running, 1998). En muchos casos estos estudios van más allá de la mera cuantificación o caracterización y abarcan aspectos más globales como los referentes a la posterior utilización de la madera y los restos de corta (pasta de papel, leñas, bioenergía, etc) y a su aplicación en la investigación (estudio del ciclo del carbono, balances nutricionales del sistema forestal, etc).

Los primeros trabajos relacionados con la determinación de la biomasa arbórea surgieron ante la necesidad de estimar la productividad de diferentes especies, en términos de peso seco o masa. Entre los primeros trabajos destacan los de *Larix decidua* (Burger, 1945) y *Picea abies* (Burger, 1953) en Suiza. Ante la necesidad de abordar determinados aspectos comerciales que las empresas forestales demandaban con mayor asiduidad, la investigación comenzó a centrar una parte de sus esfuerzos en determinar el peso de las fracciones arbóreas, especialmente de aquellas con mayor importancia comercial. Al mismo tiempo, el campo de la ecología y la fisiología mostró su interés por esta línea de investigación, y contribuyó al desarrollo de métodos de muestreo más eficientes especialmente para cuantificar el follaje y expresarlo en términos ya sea de peso seco o de superficie foliar por hectárea (Ovington, 1957; Kittredge, 1944). Los estudios en hayedos daneses realizados por Möller (1946), que habían sido precedidos por los llevados a cabo por Boysen-Jensen (1932), supusieron la primera aproximación al establecimiento de la relación entre los tratamientos selvícolas y el crecimiento, expresado en términos de masa o volumen. Estos trabajos contribuyeron en gran medida al desarrollo de otros estudios sobre muestreo para la elaboración de tablas y ecuaciones de biomasa que se comentarán a continuación.

### **2.1.1. Inventario de la biomasa arbórea**

La cuantificación de la biomasa se puede referir o bien a la biomasa del árbol individual o a la forestal, entendiéndose esta última como la suma de los pesos de todos los pies de la masa. Cunia (1988), en una revisión de algunas prácticas forestales comunes en las pasadas décadas, hace referencia a que inicialmente la determinación del contenido o peso de biomasa se realizaba mediante simples estimaciones oculares basadas en la experiencia y en la intuición del forestal. Posteriormente, estas prácticas fueron sustituidas por otras que se basaban en las mediciones obtenidas en muestreos subjetivos de árboles o parcelas, o en los resultados de experimentos diseñados sin un objetivo ni una metodología clara. En la actualidad, la estimación de la biomasa, como cualquier otra medición forestal, se basa en la realización de inventarios forestales por muestreo con diseños estadísticos legítimamente testados (De Vries, 1986), y por tanto más válidos, de modo que el error de las estimaciones puede ser cuantificado.

En los últimos años se han producido grandes avances en las metodologías de selección de árboles y parcelas de muestreo, así como en la estimación rápida y precisa de parámetros de masa, que permiten aumentar la fiabilidad y la eficiencia de las técnicas de muestreo, al mismo tiempo que se reduce esfuerzo.

Paralelamente, el desarrollo de nuevas tecnologías, como la fotografía aérea y las imágenes de satélite o los sistemas de información geográfica, ha aumentado las posibilidades de valoración de los recursos forestales. Aunque todavía no se ha generalizado el empleo de estas nuevas herramientas en la estimación de biomasa, las posibilidades que se plantean son esperanzadoras.

La gran mayoría de los estudios realizados en este ámbito están de acuerdo en que la evaluación de la biomasa arbórea debe contemplar la separación de componentes en fuste, hojas y ramas, y a poder ser también corteza y raíces (Satoo y Madgwick, 1982). En muchos trabajos la biomasa radical no se considera, debido a los elevados costes que implica su muestreo y a que su aprovechamiento no es frecuente, aunque en los últimos años está recobrando interés por su papel como acumulador de carbono (van Larr y Akça, 1997). Por el contrario, los mayores esfuerzos de estimación se han hecho para determinar la biomasa fustal porque representa una elevado porcentaje de la biomasa total y porque constituye la fracción de mayor interés comercial (Gayoso et al., 2002).

Para conocer la biomasa aérea acumulada en un árbol se han venido utilizando diferentes metodologías dependiendo de cual sea el objetivo final del trabajo. La gran mayoría se fundamenta en el apeo y procesado en campo, total o parcial, de las fracciones arbóreas. Así, y de forma general, podemos destacar dos líneas metodológicas: la primera, de “procesado completo”, supone pesar en el monte la totalidad de los componentes arbóreos y la selección de muestras para determinar su humedad y estimar posteriormente los pesos secos. La segunda, que engloba métodos de “procesado parcial”, se fundamenta en algún tipo de muestreo parcial de las fracciones arbóreas o bien en el desarrollo y aplicación de ecuaciones de regresión que relacionan los pesos de los componentes con parámetros de árbol o masa. Esta última es recomendable para árboles de grandes dimensiones con acceso restringido, lo que dificulta el pesaje de la totalidad del árbol (Snowdon et al., 2001).

La gran mayoría de la bibliografía forestal relacionada con esta temática se centra en el ajuste mediante regresión de ecuaciones de biomasa para regiones geográficas y especies arbóreas determinadas. Estas funciones relacionan el peso de los componentes arbóreos con variables de árbol o de masa. El proceso seguido en este Método Regresional comienza con la determinación de la biomasa de una muestra de árboles de distintas clases diamétricas. De forma paralela se puede realizar un inventario del rodal si se quieren determinar variables de masa que se emplearán en los ajustes o si se quiere estimar la biomasa forestal al aplicar las funciones de biomasa ajustadas a cada uno de los pies del rodal, obteniendo así la biomasa total en función de la suma de la biomasa de los árboles individuales (Teller, 1988). En este sentido, el proceso de determinación de la biomasa del árbol individual comienza habitualmente con la selección de los árboles a estudiar.

La mayoría de los diseños muestrales empleados constan de dos fases: en la primera de estas fases se selecciona un número relativamente elevado de árboles a los que se mide el diámetro, la altura y/u otras variables dendrométricas, constituyendo una muestra de partida que permite caracterizar la masa. En la segunda fase, se elige un número reducido de los árboles de esta muestra inicial basándose en los valores de las variables medidas en la primera fase, de modo que la submuestra final sea una representación fiel de la masa en la que se asienta (Satoo y Madgwick, 1982). Esta muestra será empleada para la determinación de los pesos de las diferentes fracciones de biomasa (Brown et al., 1989; Brown y Lugo, 1992; Brown et al., 1991; Monserud et al., 1996). El número de pies seleccionados en esta fase es variable, aunque diferentes autores señalan que no es recomendable realizar análisis de regresión posteriores a partir de muestras inferiores a 30 individuos (Kennedy y Neville, 1976). El criterio que se sigue habitualmente en la elección de la submuestra es que los árboles seleccionados tengan un diámetro similar al del árbol medio de la masa en la que se asientan (cuyo valor se estima en la primera fase del muestreo). En otras ocasiones se seleccionan los árboles de área basimétrica media (Attiwill y Ovington, 1968; Satoo y Madgwick, 1982). En todo caso, el número de pies a estudiar en detalle vendrá impuesto habitualmente por el tiempo y los recursos humanos de los que se dispone.

Una vez seleccionados, los árboles son sometidos a un muestreo destructivo: se apean y trocean en las diferentes fracciones consideradas, y se determinan los pesos de cada una de estas fracciones mediante diferentes técnicas. Los trabajos de Vries (1986) y Schreuder et al. (1993) son dos excelentes referencias sobre la metodología a seguir en este tipo de inventarios forestales.

La determinación de los pesos, una vez apeado el árbol, se puede realizar mediante pesada de todo el conjunto o de una muestra representativa de la fracción analizada. En el caso de árboles jóvenes y de tamaño mediano la metodología más eficaz, valorando coste y exactitud, consiste en pesar las fracciones completas una vez apeado el árbol y separadas dichas fracciones (Young et al., 1976). En el caso de árboles de grandes dimensiones este

procedimiento es inviable, y se han de emplear técnicas de muestreo. En este caso las técnicas que se basan en lo que genéricamente se conoce como factores de proporcionalidad entre una parte y el todo son las más utilizadas en la actualidad. Estos factores se basan en relacionar el peso verde y seco de diferentes muestras vegetales con el peso verde total de las fracciones de las que fueron tomadas, para de esta forma poder determinar el peso seco de éstas. Siguiendo esta metodología, los árboles son separados generalmente en tres componentes: el tronco o fuste, la corteza del tronco, y la copa. En algunas ocasiones se considera un cuarto elemento, constituido por el tocón y las raíces principales hasta una determinada distancia del eje del árbol. Las ramas, a su vez, se suelen dividir en ramas gruesas, ramas finas y ramillos, en función de un rango de valores del diámetro de la rama que suele variar según los objetivos finales del estudio.

Para determinar el peso de la madera y corteza del fuste, en el caso de que las trozas tengan unas dimensiones tales que impidan su pesaje, se suele proceder en dos fases. En la primera, se cubican las trozas en que ha sido dividido el tronco, con y sin corteza. En la segunda fase se extraen discos transversales de madera de un determinado grosor en cada una de las trozas y se calcula en laboratorio su densidad, la proporción de madera y corteza y sus humedades. Estos valores, junto con el de volumen de troza, permiten obtener el peso seco total de madera y corteza, después de aplicar los factores de proporcionalidad.

En el caso de las ramas se puede proceder de diferentes modos. Si se pesa en verde toda la copa se ha de tomar únicamente una muestra para llevar al laboratorio y determinar las humedades y los factores de proporcionalidad. En otros casos se toma una muestra de ramas, que son pesadas y a las que se les mide el diámetro a una pequeña distancia de la inserción. Posteriormente se ajusta una ecuación que relacione estas dos variables, tomando como variable independiente el diámetro de rama. Finalmente, entrando en este modelo con los diámetros del resto de ramas que no han sido pesadas se estima su peso verde. Como en el anterior caso sería necesario tomar una muestra para determinar el peso seco total de esta fracción. Se suele proceder de esta forma cuando no hay demasiado interés en determinar de forma separada los pesos de las diferentes fracciones de la copa (ramas, ramillos y hojas).

La cuantificación del peso de las hojas está muy ligada a la de las ramas. En individuos jóvenes se suelen secar y pesar la totalidad de las hojas o acículas. En árboles adultos, se realiza la misma operación, pero únicamente para un porcentaje de las ramas. De esta forma, en campo se pesarían conjuntamente todas las fracciones de la copa, de la que se tomaría una muestra que se lleva al laboratorio, donde se determina la proporción y humedad de las diferentes fracciones (rama fina, ramillo, hojas). Después se calcularían los factores de proporcionalidad para cada componente para obtener finalmente los pesos secos de cada fracción de copa, incluíadas las acículas. Los trabajos de Boyer (1968), Olson (1971), Brown (1976) se han centrado en determinar el peso de diferentes componentes arbóreos y son una buena muestra de estas metodologías.

Por último, la biomasa de raíces varía en gran medida dependiendo de las características del clima, del suelo y la especie. Se expresa comúnmente en relación a la biomasa aérea, como el cociente entre ambas. La precisión al estimar esta fracción es generalmente pobre en comparación con la información de la biomasa aérea (Misra et al., 1998), ya que habitualmente se hace necesario especificar una profundidad de muestreo y diámetro límite de las raíces a considerar en el muestreo (Sanford y Cuevas, 1996).

La biomasa de la mayoría de estos componentes arbóreos aumenta con la edad del rodal. No sucede lo mismo con la biomasa foliar, que sería independiente de la densidad del rodal (Sato, 1970) y que tiende a estabilizarse con el tiempo, de forma que la cantidad acumulada varía más bien con la calidad de la estación y con la especie, presentando mayores valores los bosques perennifolios que los caducifolios.

De forma general, en términos porcentuales, el fuste del árbol concentra la mayor cantidad de biomasa aérea, representando entre el 55 y el 77 % del total; a continuación están las ramas, de 5 a 37 %; y por último las hojas y la corteza del fuste entre 1 y 15 % y entre 5 y 16 % respectivamente (Pardé, 1980; Schrönerberger, 1984; Pedrasa, 1989; Sáez, 1991). Esta contribución porcentual de las diferentes fracciones arbóreas con respecto a la biomasa total arbórea varía considerablemente dependiendo de la especie, edad, calidad de estación y tratamientos selvícolas aplicados en la masa (Pardé, 1980).

#### **2.1.1.1. Estimación de la biomasa forestal**

Una vez conocida la biomasa del árbol individual se puede calcular la biomasa forestal, entendida como el peso de todos los pies de la masa. Las metodologías de estimación más habituales son las siguientes (Pardé, 1980):

- Método de cosecha: Se trata de una técnica basada en el apeo y procesado de cada árbol para posteriormente evaluar su peso o volumen. El inconveniente que presenta es su alto costo en tiempo y en recursos (Pedrasa, 1989; Brown y Lugo, 1992). Este método proporciona un valor exacto de la biomasa. Adicionalmente, se pueden formular relaciones funcionales entre la biomasa y variables de rodal de fácil medición como edad, área basimétrica, altura dominante, etc., para su uso posterior en otros rodales de similares características (Pardé, 1980).
- Método del árbol medio: En este caso se asume que el pie de dimensiones medias del rodal también posee la biomasa media. Una vez conocido el peso seco del árbol medio, los resultados son extrapolados al rodal completo, multiplicando dicho peso por el número total de pies. En general, se utiliza cuando los árboles presentan un alto valor económico, ecológico o social, y se trata de evitar un muestreo destructivo (Madgwick, 1973). El principal inconveniente de esta metodología radica en la imposibilidad de encontrar un árbol medio para todas las variables morfológicas (Madgwick, 1983; Pardé, 1980). Este método sirve más bien para evaluar la distribución de la biomasa entre los componentes del árbol y para estimar su producción anual (Teller, 1988). La mayor aplicabilidad de este método es en plantaciones, ya que los individuos poseen relativa uniformidad de tamaños y edades (Applegate et al., 1988). El procedimiento se iniciaría identificando, a través del oportuno inventario, el árbol medio del rodal en términos de sus dimensiones, incluido el peso. En rodales coetáneos puros una forma de proceder habitual consiste en el empleo del árbol de diámetro igual al diámetro medio cuadrático ( $d_g$ ). Se apean y procesan cierto número de pies que cumplan esta condición, midiendo el peso de las diferentes fracciones. La biomasa del rodal se determina multiplicando la densidad por el valor promedio de biomasa obtenido de las muestras de los árboles medios.
- Método de clases de dimensión: Se trata de un método de estimación por muestreo estratificado usando el diámetro normal como variable independiente (Schreuder y Swank, 1974). Conociendo la distribución diamétrica del rodal, obtenida del inventario, se estratifica en clases diamétricas y desde cada estrato se extrae una muestra aleatoria de árboles en los que se mide la biomasa de cada componente. El promedio estratificado de cada fracción arbórea permite, de la misma forma que con el árbol medio, estimar la biomasa del rodal.

En todo caso, sea cual sea la técnica empleada en la estimación de la biomasa forestal, ha de incluir, por lo menos en su fase de desarrollo, una cuantificación de la biomasa del árbol individual (Satoo y Madgwick, 1982).

### 2.1.1.2. Factores de conversión de biomasa

Además de estas metodologías antes comentadas, para determinar la cantidad de biomasa arbórea y la acumulación de carbono en las masas forestales presentes en una amplia región geográfica es bastante frecuente emplear unas relaciones llamadas factores de expansión, conocidos también como “biomass expansion factors” (BEFs) (Lehtonen et al., 2004). A partir de ellos se convierten los valores de volumen de fuste en valores de peso seco (gracias a un factor de densidad) y posteriormente se obtienen los de biomasa total arbórea (con los factores de expansión propiamente dichos) (Jhonson y Sharpe, 1983; Karjalainen y Kellomäki, 1996; Weiss et al., 2000). Estos dos factores se pueden sustituir por uno único que convierte el volumen de tronco directamente a valores de biomasa total arbórea (Schroeder et al., 1997; Fang y Wang, 2001). Históricamente se han aplicado unos BEFs constantes (FAO, 2001), aunque se sabe que dependen de la calidad de estación y de la fase de desarrollo en la que se encuentra la masa (Satoo y Madgwick, 1982). La expresión matemática de este factor expansión para un componente arbóreo  $i$  es la siguiente:

$$BEF_i = \frac{W_i}{V} \quad [1]$$

donde  $W_i$  es el peso seco de la fracción  $i$  y  $V$  el volumen de tronco.

### 2.1.1.3. Relaciones de proporcionalidad

Esta metodología que ya se ha comentado anteriormente tiene su fundamento en las llamadas técnicas de “ratio-type estimators” (relaciones de proporcionalidad), también basadas en las relaciones de escala entre una parte y el todo (Briggs et al., 1987). Destaca por su sencillez, facilidad de aplicación y capacidad para adaptarse a condiciones locales, aunque presenta como inconveniente el que se pueden llegar a obtener valores sesgados de los pesos de las diferentes fracciones (Valentine et al., 1984; Cunia, 1979). Esta metodología, descrita por Briggs et al. (1987), se fundamenta en la medición de la totalidad del peso verde de todas las fracciones del árbol y la posterior elección de muestras vegetales para estimar el peso seco. El peso seco de hojas y ramas se determina por medición directa, y el del tronco (madera y corteza) mediante muestreo estratificado y posterior aplicación de estos factores de proporcionalidad (ratio-type estimators). Vemos por tanto, que esta metodología centra sus esfuerzos fundamentalmente en la estimación del peso seco del tronco.

El proceso general sigue la siguiente secuencia. Inicialmente se apea el árbol y se separa el tronco de la copa, con los que se va a trabajar de forma independiente. En el caso de la copa, existen diferentes formas de operar. Lo habitual es dividirla en una serie de pilas con una distribución de ramas muy similar en cuanto a peso y localización dentro de la copa. A continuación, en cada una de ellas, se separan las hojas y las ramas y se pesan en verde. Generalmente se determina el peso seco de las fracciones de cada pila por separado, después de secar en laboratorio el total, o una muestra, de las ramas y las hojas de cada una.

Con respecto al tronco, se fracciona en trozas de igual longitud, generalmente tres, y se aplica un muestreo estratificado aleatorio. En cada una de las trozas se extraen generalmente

tres discos transversales al eje. Su localización se determina en función de un número elegido al azar, del 1 al 100, que se multiplica en forma decimal por la longitud de la troza. Esta medida determina la distancia a la que se ha de extraer la rodaja tomando como punto de partida la base de la troza. Estos discos de madera y corteza son pesados en campo, al igual que el resto del tronco, y son llevados a laboratorio para separar estas dos fracciones y para determinar sus respectivos pesos secos. Finalmente, los factores de proporcionalidad relacionan el peso verde y seco de los discos con el peso verde de las trozas, para de esta forma poder estimar el peso seco del tronco. Estos factores de proporcionalidad presentan la siguiente forma:

$$\bar{p}_i = \frac{\sum p_{ij}}{n_i} \quad [2]$$

$$\bar{w}_i = \frac{\sum w_{ij}}{n_i} \quad [3]$$

donde  $p_{ij}$  = peso verde del disco  $j$  de la troza  $i$   
 $w_{ij}$  = peso seco del disco  $j$  de la troza  $i$   
 $n_i$  = número de discos extraídos en la troza  $i$   
 $\bar{p}_i$  = peso verde medio de un disco de la troza  $i$   
 $\bar{w}_i$  = peso seco medio de un disco de la troza  $i$

$$N_i = \frac{P_i}{\bar{p}_i} \quad [4]$$

$$r_i = \frac{\bar{w}_i}{\bar{p}_i} \quad [5]$$

$$W_i = P_i \cdot r_i = N_i \cdot \bar{w}_i \quad [6]$$

donde  $P_i$  = peso verde de la troza  $i$   
 $N_i$  = número de rodajas de peso  $\bar{p}_i$  en la troza  $i$   
 $r_i$  = relación entre el peso seco y el peso verde de la troza  $i$   
 $W_i$  = estimador del peso seco de la troza  $i$

Otros autores modifican ligeramente esta metodología. Por ejemplo, Kleinn y Pelz (1987), en un trabajo en Alemania, estimaban los pesos verde y seco del tronco a partir de las relaciones volumen/peso verde y peso verde/peso seco, a partir de cinco rodajas transversales al eje del tronco. Para determinar su localización se seleccionaba aleatoriamente un número del cero al uno, y se calculaba el volumen de tronco acumulado hasta una longitud proporcional a ese valor, lugar en el que se cortaba el disco. Para el caso de la copa se optó por seleccionar y pesar una muestra de ramas. Para determinarla, se seleccionaron aleatoriamente cinco puntos del fuste que estuviesen dentro de la copa viva, en función de una probabilidad proporcional al diámetro del mismo. A continuación se elige el nudo que esté más próximo a la localización seleccionado y en él se elige al azar la rama que va a ser pesada. Posteriormente se ajusta

mediante regresión una ecuación que relacione el peso de la muestra de ramas con su longitud y su diámetro en la base. Estas dos últimas variables se miden en todas las ramas del árbol, con lo que se puede estimar posteriormente, empleando la ecuación antes comentada, el peso de la copa.

En la actualidad, estos muestreos que se basan en las relaciones entre el peso de una muestra y el peso del total de la fracción arbórea, son los más utilizados, por su sencillez y por su capacidad para adaptarse a condiciones particulares. Lo más habitual es pesar en verde la totalidad de la copa, y tomar una muestra para secar en laboratorio y determinar a partir de ella la proporción y las humedades de las diferentes fracciones (ramas, ramillos y hojas). Con respecto al tronco, se trocea y se pesan en campo todas sus trozas, siempre que sus dimensiones lo permitan, y si no es así, se cubican. En cualquier caso, se han de extraer rodajas a diferentes alturas del tronco a partir de las cuales se determina la proporción de madera y corteza y sus respectivas humedades. Para determinar el peso de las trozas que no han sido pesadas y sí cubicadas se emplea la densidad de las trozas donde sí se han realizado estas dos operaciones o la de los discos que son llevados a laboratorio. En este último caso, el error cometido es menor, ya que se considera de forma separada la corteza y la madera.

De forma análoga, se plantea esta metodología para la determinación de la biomasa forestal por unidad de superficie (van Laar y Akça, 1997). Si se toma una muestra aleatoria de  $n$  árboles en los que se determina la biomasa arbórea, se puede obtener una estimación insesgada de la población total de  $N$  pies multiplicando los valores de biomasa individual por el cociente  $N/n$ . Este planteamiento asume que no existe ningún sesgo en las mediciones realizadas para determinar el peso de las fracciones arbóreas y que se consiguen estimaciones insesgadas de la biomasa de los árboles muestreados. Sin embargo, se pueden conseguir estimaciones más eficientes empleando otros cocientes de proporcionalidad, que requieren la medición de una variable auxiliar  $x$ , conocida para la población total. Se asume entonces que la relación entre ésta y la biomasa ( $y$ ) responde a la forma  $y = b \cdot x$ . La biomasa por unidad de superficie se obtiene multiplicando la media de la biomasa por parcela por un “factor de expansión” (van Laar y Akça, 1997). Cunia (1981) propone como variable auxiliar  $x = d^2 \cdot h$ , lo que obliga a conocer el diámetro de todos los pies de la población y a determinar la altura de los árboles apoyándose en el ajuste de una ecuación altura-diámetro. También se han empleado frecuentemente el área basimétrica o el diámetro normal al cuadrado como variable auxiliar (van Laar y Akça, 1997).

#### **2.1.1.4. “Randomized branch sampling” e “Importance sampling”**

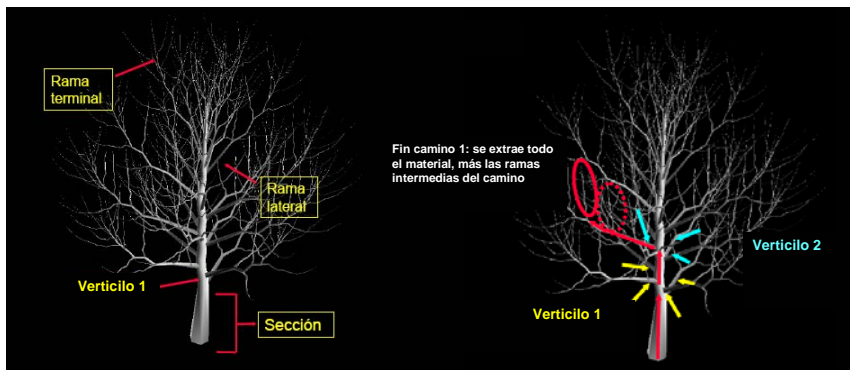
Además de las metodologías de muestreo antes comentadas, existen otras técnicas más específicas, con las que se consiguen estimaciones no sesgadas de la biomasa arbórea. Entre ellas destacan las denominadas *Randomized Branch Sampling* (RBS o muestreo aleatorio de sendas o caminos) e *Importance Sampling* (Importancia de muestreo) (Valentine et al., 1984; Gregoire et al., 1995b). Ambas se basan en seleccionar un “camino de muestreo” desde la base del árbol hasta un ramillo terminal de la copa. El camino empieza en el tronco, que constituye el primer segmento o sección, y asciende hasta el primer verticilo o nudo. En este punto se escoge aleatoriamente una de las ramas y se le asigna una probabilidad de selección ( $p_r$ ), igual al producto de su longitud ( $l_r$ ) por el cuadrado de su diámetro en la inserción ( $d_{insr}^2$ ), dividido todo ello por la suma de dichos productos de las  $n$  ramas que constituyen el verticilo, tal y como figura en la expresión siguiente:

$$p_r = \frac{l_r \cdot d_{insr}^2}{\sum_{i=1}^n l_i \cdot d_{insi}^2} \quad [7]$$

donde  $p_r$  = probabilidad de selección de cada uno de los segmentos  
 $l_r$  = longitud entre verticilos  
 $d_{insr}$  = diámetro de la rama en su inserción  
 $n$  = número total de ramas del verticilo

Las probabilidades de selección deben ir asociadas a variables cuantitativas altamente correlacionadas con la variable de interés. Así, si por ejemplo se quiere estimar la biomasa de madera la variable a tener en cuenta debe ser el diámetro, mientras que si desea estimar la biomasa foliar lo más adecuado es utilizar el diámetro al cuadrado o el diámetro al cuadrado multiplicado por la longitud de la sección (Gregoire et al., 1995b).

El camino de muestreo continúa por la rama escogida en el primer verticilo, que constituye el segundo segmento o sección, e iría hasta la siguiente bifurcación, donde se escoge una nueva rama al azar y se le asigna su probabilidad de elección de forma análoga al segmento anterior. El camino de muestreo finaliza cuando se alcanza cualquier ramillo terminal de la copa. En la Figura 1 aparece reflejado este proceso de selección de un camino de muestreo.



**Figura 1.** Esquema del proceso de selección de un camino de muestreo empleando la técnica de muestreo aleatorio de ramas.

La probabilidad de elección de ese camino de muestreo,  $P_k$ , es igual al producto de las probabilidades de cada uno de sus segmentos, teniendo en cuenta que el tronco tiene una probabilidad de elección de uno, puesto que forma parte de todos los caminos de muestreo posibles:

$$P_k = \prod_{r=1}^k p_r \quad [8]$$

donde  $P_k$  es la probabilidad de selección del camino de muestreo y  $p_r$  la probabilidad de selección de cada uno de los  $k$  segmentos que lo constituyen.

En el camino o caminos de muestreo seleccionados se pesa la totalidad de cada una de las fracciones del árbol consideradas. El peso verde total de las mismas en el árbol será igual al peso obtenido en el muestreo dividido por la probabilidad del camino de muestreo hasta el segmento en el que la fracción considerada deja de formar parte de la muestra. Así, el peso del

total de las hojas del árbol será igual al peso de las hojas muestreadas, dividido por la probabilidad total del camino de muestreo. El peso, por ejemplo, del total de madera hasta 7 cm de diámetro en punta delgada será igual al peso de esta fracción obtenido en el muestreo dividido por la probabilidad del camino hasta el segmento en el que el diámetro es inferior a 7 cm.

Con esta técnica, especialmente válida para árboles de elevadas dimensiones y copas muy desarrolladas, el esfuerzo de muestreo se reduce considerablemente ya que la biomasa arbórea puede ser estimada a partir de un único camino de muestreo, aunque si se quiere obtener el error estándar de la estimación resulta necesario emplear al menos dos caminos de muestreo diferentes (Gregoire et al., 1995b; Parresol, 1999).

La otra metodología, *Importance Sampling*, desarrollada por Valentine et al., 1984, ha sido ampliamente discutida por diferentes autores (Valentine y Hilton, 1977; Valentine et al., 1984; Gregoire et al., 1986; de Gier, 1989; Gregoire et al., 1995b). Está muy relacionada con la anterior, y tiene su origen en los planteamientos realizados por Jessen (1942) para estimar la biomasa aérea arbórea. Su funcionamiento se apoya en la técnica de simulación de Monte Carlo y se aplica especialmente a la biomasa de tronco. Como en el muestreo anterior se elige un camino de muestreo y se multiplica cada segmento por el factor  $1/P_k$  correspondiente. El fundamento de esta técnica consiste en considerar este camino como un conjunto de rodajas de grosor fijo y volumen conocido. Una de ellas se selecciona al azar, con una probabilidad proporcional a su volumen. A continuación se determina su peso seco y se divide por su probabilidad de selección. El resultado de esta operación constituye una estimación no sesgada del peso seco del árbol.

En la práctica, se mide el diámetro de tronco y de ramas en diferentes puntos del camino de muestreo y se define en ellos el cociente  $A(L_s)$ , que responde a la siguiente fórmula:

$$A(L_s) = \frac{D(L_s)^2}{P_k} \quad [9]$$

donde  $D(L_s)$  es el diámetro del segmento a una distancia  $L_s$  del origen del camino del muestreo, y  $P_k$  es la probabilidad de selección del camino de muestreo

Con estos valores, se ajusta la función  $S(L)$ , que permite estimar la sección transversal en cualquier punto de los segmentos. Integrando esta función en toda la longitud del camino de muestreo ( $l$ ) se obtiene una aproximación al volumen de madera del mismo:

$$V(l) = \int_0^l S(L) dL \quad [10]$$

donde  $V(l)$  es la aproximación al volumen de madera del camino de muestreo,  $S(L)$  es la función que estima la sección transversal en un punto del camino de muestreo, y  $l$  es la longitud total del camino de muestreo.

El siguiente paso consiste en localizar un punto, a una distancia  $\alpha$  del origen del camino de muestreo, cuya probabilidad de selección es proporcional a  $S(L)$ , donde se corta un disco de madera. En este punto se cumple que  $V(\alpha) = n \cdot V(l)$ , siendo  $n$  un número seleccionado al azar en una distribución  $(0,1)$ . A continuación se determina el peso seco mayorado para ese disco de ancho determinado con la siguiente expresión:

$$W^*(\alpha) = \frac{W(\alpha)}{P_k} \quad [11]$$

donde  $W^*(\alpha)$  es el peso seco mayorado para un disco de madera de ancho fijo a una distancia  $\alpha$  del origen del camino,  $W(\alpha)$  es el peso seco de la rodaja de madera, y  $P_k$  es la probabilidad de selección correspondiente al segmento del camino donde se localiza la rodaja extraída. Valentine et al. (1984) proponen seleccionar rodajas de anchura estándar igual a 10 cm de grosor.

La expresión final del peso seco del tronco responde a la siguiente expresión:

$$\hat{W}_T = \frac{W^*(\alpha) \cdot V(l)}{S(\alpha)} \quad [12]$$

donde  $\hat{W}_T$  es el peso del tronco.

En el caso de que se seleccionen varios caminos de muestreo, en cada uno de ellos habría que considerar un disco de madera y tendría que aplicarle la expresión anterior a cada caso para después promediar los resultados.

## 2.1.2. Modelización de la biomasa arbórea

### 2.1.2.1. Tamaño de muestra necesario para el ajuste de ecuaciones de biomasa arbórea

El número de árboles necesario para construir unas ecuaciones o unas tablas de biomasa suele ser una cuestión que normalmente se resuelve sin valorar detalles de tipo estadístico, haciendo más hincapié en cuestiones como la disponibilidad de recursos humanos y económicos. Habitualmente, estas decisiones se justifican o avalan con la experiencia de otros autores en otros trabajos. Sin embargo, se pueden plantear algunos razonamientos de tipo estadístico para elegir un tamaño muestral adecuado y las características de los árboles seleccionados a partir de los cuales se ajustarán los modelos (Philip, 1994; Bengoa, 1999).

La estimación del peso de las fracciones de un árbol mediante el empleo de ecuaciones previamente ajustadas lleva asociada dos fuentes de error que influyen en la elección del tamaño de muestra adecuado:

1. Incertidumbre debida al error de estimación de los coeficientes de regresión.
2. Incertidumbre debida al error residual (componente aleatoria del modelo).

La primera de ellas es la que debe minimizarse, seleccionando una muestra suficientemente amplia y con una distribución de valores de las variables regresoras representativa. La segunda fuente de error es inherente a los datos y no se puede evitar. En todo caso se puede cuantificar con mayor o menor precisión, pero no reducir ni eliminar, al menos sin añadir nuevas variables explicativas.

En relación a la fuente de error inherente a la estimación de los coeficientes de regresión, el tamaño muestral necesario depende del grado de precisión deseado. Si consideramos la transformación logarítmica de la función potencial, la más empleada en la modelización de la

biomasa forestal, se cumple que la amplitud del intervalo de confianza para el logaritmo del peso de los pies de un determinado diámetro es proporcional a la raíz cuadrada de  $1/n_h$ , siendo  $n_h$  el número equivalente de observaciones. Si el modelo presenta una sola variable independiente, este número equivalente se obtiene mediante la siguiente expresión (Sato y Madgwick, 1982):

$$n_h = \frac{n}{1 + \left( \frac{x_h - \bar{x}}{S_x} \right)^2} \quad [13]$$

donde  $n$  = Tamaño de la muestra (número de árboles)  
 $\bar{x}$  = Valor medio de la variables explicativa  $x$   
 $x_h$  = Valor de la variable explicativa para el cual se pretende calcular el intervalo de confianza  
 $S_x$  = Desviación típica de la variable explicativa  $x$

Se puede considerar que el error absoluto en términos logarítmicos es igual al error relativo en términos aritméticos (para errores relativos pequeños o moderados). Si denominamos a este error admisible como  $\varepsilon$ , se puede calcular el número equivalente de observaciones necesario mediante la siguiente expresión:

$$\varepsilon = t_{\alpha/n-2} \cdot \bar{e} \cdot \sqrt{\frac{1}{n_h}} \quad [14]$$

donde  $\varepsilon$  = Error admisible  
 $\bar{e}$  = Error medio cuadrático residual  
 $t_{\alpha/n-2}$  = t de Student con n-2 grados de libertad a un nivel de significación  $\alpha$

Si despejamos el número equivalente de observaciones,  $n_h$ :

$$n_h = \left( \frac{t_{\alpha/n-2} \cdot \bar{e}}{\varepsilon} \right)^2 = \frac{n}{1 + \left( \frac{x_h - \bar{x}}{S_x} \right)^2} \quad [15]$$

Con esta expresión se puede calcular el tamaño muestral ( $n$ ) más adecuado para conseguir la precisión que se pretenda, tanteando los valores de  $\bar{x}$  y  $S_x$ , y considerando el caso más desfavorable para el valor de  $x_h$ .

### 2.1.2.2. Variables independientes empleadas en la modelización de la biomasa arbórea

La variable regresora más comúnmente empleada en la modelización de la biomasa ha sido el diámetro normal ( $d$ ), y en menor medida la altura total ( $h$ ), debido a su fácil medición y a su ampliamente contrastada capacidad predictiva del peso de los árboles (Prado et al., 1987; Parresol, 1999; Snowdon et al., 2001). Ambas están bastante correlacionadas entre sí, lo que provoca que en la estimación de la biomasa la altura no complemente al diámetro todo lo que sería deseable (Snowdon et al., 2001). Así, la escasa aportación de la altura en la estimación de

la biomasa y su correlación con el diámetro normal ya ha sido puesta de manifiesto por diferentes autores (Jokela et al., 1986), especialmente para el caso de biomasa dentro de una única masa de muestreo. Sin embargo, la relación entre estas dos variables varía generalmente dependiendo del área geográfica y de las condiciones de la estación, por lo que bajo estas circunstancias, el incluir en los modelos de ámbito general los dos parámetros mejora habitualmente las estimaciones (Snowdon et al., 2001). Por otro lado, otros autores consideran que la altura total es particularmente poco significativa para estimar las fracciones más finas, como las ramas y las hojas (Harding y Grigal, 1985).

Es común además el emplear otras variables independientes como el diámetro normal al cuadrado ( $d^2$ ) o el producto de éste con la altura ( $d^2h$ ) (Alendag et al., 1981; Schlaegel, 1982; Clark y Saucier, 1990) u otras variables combinación del diámetro y la altura, como la relación  $d/h$  (Campbell et al., 1985). Si se emplean modelos alométricos, resulta más apropiado utilizar el diámetro normal y la altura total como variables independientes que optar por variables combinadas de ambas ya que así se consigue una descripción más flexible de los datos (Snowdon, 1985b; Snowdon et al., 2001).

Históricamente, el empleo de variables de masa no ha sido profundamente considerado en la modelización de la biomasa, debido a la necesidad de plantear inventarios dasométricos de cierto rigor, unido al hecho de que las variables dendrométricas, proporcionan generalmente una mayor correlación con los pesos de las fracciones vegetales.

Otras variables adicionales que se han considerado minoritariamente en otros trabajos de estimación de biomasa han sido la edad del árbol y la longitud de copa viva, entendida como la diferencia entre la altura total del árbol y la altura en la que se localiza la primera rama viva. Esta última variable ha resultado especialmente válida para mejorar las estimaciones de biomasa de ramas (Sato y Madgwick, 1982).

El diámetro en la base de la copa viva ha sido probado también satisfactoriamente como una buena variable explicativa del peso de la copa (Clark, 1982; Sato y Madgwick, 1982). También algunos autores, especialmente en estudios con coníferas, han empleado el área de los vasos conductores (sección de albura), medido a diferentes alturas del tronco, o bien el área basal del árbol, como un buen estimador del peso y la superficie foliar (Snell y Brown, 1978; Rogers y Hinckley, 1979; Kaufmann y Troendle, 1981; Robichaud y Methven, 1992; Rayachhetry et al., 2001), aunque las dificultades que plantea su medición limitan su uso. Esta buena relación entre peso o superficie foliar y sección de albura o área basal puede ser explicada si se asume que se necesita una cierta capacidad de transporte de agua para suplir la formación de una unidad de peso de hojas, y que existe una clara relación entre la sección de la albura y la sección total del árbol a la misma altura (Chiba, 1998)

Recientemente, también se han empleado la proyección de la copa sobre el terreno, cuando se trata de individuos de pequeño tamaño, y diferentes medidas ópticas del dosel foliar (particularmente en frondosas) como estimadores de la biomasa total.

### **2.1.2.3. Funciones empleadas en la modelización de la biomasa arbórea**

Desde que la modelización de la biomasa arbórea comenzó a ser una de las líneas de investigación a considerar en el ámbito foresta se han venido empleando una gran variedad de ecuaciones (ver por ejemplo los trabajos de Cunia y Briggs, 1984; Reed y Green, 1985; Reed et al., 1996). Este amplio número de funciones utilizadas deriva de alguno de los tres modelos matemáticos siguientes (Pardé, 1980; Baldwin, 1987; Clark, 1987; Pelz, 1987; Diéguez et al., 2003):

$$\text{Lineal:} \quad W = \beta_0 + \beta_1 \cdot x_1 + \dots + \beta_j \cdot x_j + \varepsilon \quad [16]$$

$$\text{No Lineal con error aditivo:} \quad W = \beta_0 \cdot x_1^{\beta_1} \cdot x_2^{\beta_2} \cdot \dots \cdot x_j^{\beta_j} + \varepsilon \quad [17]$$

$$\text{No lineal con error multiplicativo:} \quad W = \beta_0 \cdot x_1^{\beta_1} \cdot x_2^{\beta_2} \cdot \dots \cdot x_j^{\beta_j} \cdot \varepsilon \quad [18]$$

donde  $W$  = biomasa arbórea  
 $x_i$  = variables explicativas  
 $\beta_j$  = parámetro a determinar en el ajuste  
 $\varepsilon$  = error de la estimación. Representa la componente de la variable  $P$  que no queda explicada por las variables  $x_i$

En el primero de los casos, la variable dependiente  $W$  se expresa como combinación lineal de las variables explicativas  $x_i$ . Estos modelos se suelen ajustar mediante simples procedimientos de regresión lineal simple o múltiple por mínimos cuadrados. Los modelos tipo [17] presentan una componente aleatoria  $\varepsilon$  aditiva (residuos aditivos), de distribución normal, con media igual a cero (y que toma valores independientes para cada observación de las variables independientes). Para resolver estas ecuaciones se precisan técnicas de regresión no lineal, con empleo de procedimientos iterativos para la estimación de parámetros.

Las ecuaciones del tipo [18] tienen la componente aleatoria  $\varepsilon$  de tipo multiplicativa (residuos multiplicativos), de distribución lognormal, con mediana y moda iguales a 1 (toma valores independientes para cada  $x_j$ ). La varianza de esta componente aleatoria es constante para todos los valores de  $x$ . Estas ecuaciones no lineales se suelen ajustar mediante una transformación de variables aplicando logaritmos a ambos lados de la igualdad [19] y empleando mínimos cuadrados a continuación.

$$\log W = \beta_0 + \beta_1 \cdot \log x_1 + \beta_2 \cdot \log x_2 + \dots + \beta_j \cdot \log x_j + \ln \varepsilon \quad [19]$$

Una vez realizada esta transformación logarítmica para ajustar el modelo se hace necesario expresar los valores de la variable dependiente en términos aritméticos, es decir, deshacer la transformación. Hay que tener en cuenta que estos modelos logarítmicos subestiman el valor de biomasa (Cunia, 1964, Cailleuz, 1980) por lo que para corregir este error sistemático se incorpora un factor corrector del sesgo ( $c$ ) al deshacer la transformación logarítmica, cuya expresión matemática es la siguiente (Meyer, 1944):

$$c = e^{\left(\frac{EMC}{2}\right)} \quad [20]$$

donde  $c$  = factor corrector del sesgo  
 $EMC$  = error medio cuadrático del modelo transformado ajustado

Este factor aparece como multiplicativo en la expresión del modelo en el caso de que la transformación sea logarítmica. De esta forma, la transformación exponencial de un modelo logarítmico de la forma  $\ln W = b_0 + b_1 \ln x_1 + \dots + b_n \ln x_n$  quedaría expresada como  $W = c \cdot e^{b_0} \cdot x_1^{b_1} \dots x_n^{b_n}$ . Si el grado de precisión que se pretende alcanzar es alto, se ha de incluir en todos los casos este factor corrector (Baskerville, 1972; Alder, 1980; Sterba, 2001).

De lo visto hasta ahora se deduce que se pueden clasificar los modelos de biomasa en dos grandes grupos: los lineales, donde destacan fundamentalmente los modelos transformados logarítmicos, y los no lineales, entre los que destacan los denominados modelos alométricos o potenciales. Estos últimos se basan en la hipotética relación alométrica entre la biomasa y determinadas características de árbol ( $x_i$ ) (Wittaker y Woodwell, 1971; Pardé, 1980; Phillips et al., 1983; van Larr y Akça, 1997), considerando que el término alométrico hace referencia a la medida o al estudio del crecimiento o el tamaño de una parte de un organismo en relación a otra o al conjunto (Parresol, 1999). Este modelo tiene una sencilla explicación biológica que hace de esta ecuación una de las más empleadas en la modelización forestal (van Larr y Akça, 1997). Si se asume que el crecimiento relativo de la biomasa  $W$  es proporcional al de la variable  $x$  medida en el árbol, entonces se obtiene la siguiente relación matemática:

$$\frac{1}{W} \cdot \frac{dW}{dt} = \beta_1 \cdot \frac{1}{x} \frac{dx}{dt} \quad [21]$$

donde  $\beta_1$  representa un término de proporcionalidad. Reordenando los términos de la ecuación anterior se llega a la siguiente expresión:

$$\frac{dW}{dt} = \frac{W}{x} \cdot \beta_1 \cdot \frac{dx}{dt} \quad [22]$$

La solución de esta ecuación diferencial permite obtener el modelo clásico alométrico (Batcheler, 1975), que es el más empleado en la modelización de la biomasa forestal:

$$W = \beta_0 \cdot x^{\beta_1} \quad \text{o bien} \quad \ln w = \ln \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln x \quad [23]$$

o si se consideran más de una variable explicativa:

$$W = \beta_0 \cdot x_1^{\beta_1} \cdot x_2^{\beta_2} \dots x_j^{\beta_j} \quad [24]$$

La razón de esta preferencia por el modelo alométrico se debe en parte a que:

- Expresa una proporcionalidad de los incrementos relativos entre dos partes del árbol.
- Una gran variedad de relaciones dimensionales son reducidas a una recta ajustada por la ecuación con logaritmos a ambos lados de la igualdad, en el caso de linealizar mediante transformación logarítmica.
- Es ampliamente consistente para distintas formas de crecimiento.

Ruark et al., (1987) consideraron que el coeficiente alométrico  $\beta_1$  en la ecuación  $W = \beta_0 \cdot x^{\beta_1}$  es función de la variable independiente  $x$ . Se propuso de esta forma la siguiente función:

$$W = \beta_0 \cdot x^{\beta_1} \cdot e^{\beta_2 \cdot x} \quad [25]$$

Esta función es linealizable, resultando la siguiente expresión, que para varios componentes arbóreos produjo mejores ajustes que la ecuación alométrica clásica, especialmente si la relación entre la variable independiente  $x$  y la biomasa varía en función de la edad del árbol:

$$\ln W = \ln \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln x + \beta_2 \cdot x \quad [26]$$

Cada uno de estos dos grupos generales en los que se pueden clasificar los modelos de estimación de biomasa presentan sus ventajas y sus inconvenientes. Las funciones lineales tienen la ventaja de que algunas teorías estadísticas se han desarrollado únicamente para expresiones de este tipo, mientras que las no lineales muestran la ventaja de proporcionar mejores estimaciones en el caso de realizar extrapolaciones más allá del rango de la muestra. De todos modos, existen suficientes evidencias que constatan que tanto las ecuaciones lineales como las no lineales, convenientemente seleccionadas, muestran una validez similar (Cunia, 1986).

Algunos de los modelos comúnmente utilizados para representar la biomasa aérea o radical responden a las expresiones que se detallan a continuación (ver por ejemplo los trabajos de Clutter et al., 1983 ó Snowdon et al., 2001, 2002).

$$W = \beta_0 + \beta_1 \cdot x_1 \quad [27]$$

$$W = \beta_0 + \beta_1 \cdot x_1 + \beta_2 \cdot x_2 \quad [28]$$

$$W = \beta_0 + \beta_1 \cdot x_1^2 \quad [29]$$

$$W = \beta_0 + \beta_1 \cdot x_1^2 + \beta_2 \cdot x_2 \quad [30]$$

$$W = \beta_0 + \beta_1 \cdot x_1^2 + \beta_2 \cdot x_2^2 \quad [31]$$

$$W = \beta_0 + \beta_1 \cdot (x_1 \cdot x_2^2) \quad [32]$$

$$W = \beta_0 + \beta_1 \cdot x_1^2 + \beta_2 \cdot x_2 + \beta_3 \cdot x_1^2 \cdot x_2 \quad [33]$$

$$W = (\beta_0 + \beta_1 \cdot x_1)^2 \quad [34]$$

$$W = e^{(\beta_0 + \beta_1 \cdot x_1)} \quad [35]$$

$$W = e^{(\beta_0 + \beta_1 \cdot x_1 + \beta_2 \cdot x_2)} \quad [36]$$

$$W = \beta_0 + e^{(\beta_1 + \beta_2 \cdot x_1)} \quad [37]$$

$$W = \beta_0 + e^{(\beta_1 + \beta_2 \cdot x_1 + \beta_3 \cdot x_2)} \quad [38]$$

$$W = \beta_0 + \beta_1 \cdot x_1^2 \cdot x_2^2 \quad [39]$$

$$W = \beta_0 + \beta_1 \cdot x_1^{\beta_2} \cdot x_2^{\beta_3} \quad [40]$$

$$W = \frac{0,5 + (\beta_0 \cdot x_1^{\beta_1})}{x_2^{\beta_2} + \beta_3} \quad [41]$$

$$\ln W = \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln x_1 \quad [42]$$

$$\ln W = \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln x_1^2 \quad [43]$$

$$\ln W = \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln x_1 + \beta_2 \cdot \ln x_2^2 \quad [44]$$

$$\ln W = \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln(x_1^2 \cdot x_2) \quad [45]$$

$$\ln W = \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln x_1 + \beta_2 \cdot \ln x_2 \quad [46]$$

donde  $W$  representa el peso seco del árbol completo o de alguno de sus componentes,  $x_i$  son las variables explicativas, simples o combinadas, y  $\beta_i$  los parámetros del ajuste.

Payandeh (1981) estudió el comportamiento de un gran número de modelos matemáticos empleados habitualmente en la estimación de biomasa arbórea con diferentes especies. Entre ellos destacan los siguientes:

$$W = \beta_0 \cdot d^{\beta_1} \quad [47]$$

$$W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d \quad [48]$$

$$W = e^{\beta_0 + \beta_1 \ln d} \quad [49]$$

$$W = \beta_0 \cdot d^{\beta_1} \cdot h^{\beta_2} \quad [50]$$

$$W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d^2 + \beta_2 \cdot h + \beta_3 \cdot d^2 \cdot h \quad [51]$$

siendo en todos ellos  $W$  la biomasa arbórea o de alguno de sus componentes,  $d$  el diámetro normal,  $h$  la altura total y  $\beta_i$  los parámetros a estimar. Las dos primeras ecuaciones son las que proporcionaron mejores ajustes para las especies y condiciones analizadas en dicho estudio.

Del análisis de la bibliografía existente se observa una clara tendencia a utilizar funciones logarítmicas para la estimación de la biomasa. Para algunos autores parece que el empleo de este tipo de ecuaciones es más recomendable cuando se tienen una alta variabilidad de los datos de partida (Garcinuño, 1995). Con estos modelos se llega a un mayor compromiso entre simplicidad y capacidad de ajuste, con el diámetro normal ( $d$ ) como única variable explicativa (Pardé, 1980). Numerosos autores han logrado los mejores ajustes sobre la base de estos modelos, incluso para biomasa de raíces, donde, tanto con la ecuación alométrica no lineal como en su forma logarítmica, se ha comprobado que proporciona un buen balance de precisión en la predicción empleando el diámetro normal como variable explicativa, incluso disponiendo de pocos datos en el análisis (Decei, 1981; Schubert et al., 1988; Wang, 1999).

#### 2.1.2.4. Error en la modelización de la biomasa arbórea

Se pueden considerar cuatro fuentes principales de error en el ajuste de las ecuaciones de biomasa arbórea:

1. Proceso de selección de los árboles que son posteriormente pesados en campo.
2. Proceso de medición de la biomasa en los árboles seleccionados.

3. Funciones empleadas en los ajustes de regresión.
4. Aplicación de las funciones de regresión de biomasa.

La primera de estas fuentes de error presenta dos componentes fundamentales, que están directamente relacionados con cada una de las dos fases en que suele dividirse el diseño muestral. En la primera de estas fases se selecciona un número relativamente elevado de árboles a los que se les mide el diámetro, la altura y/u otras variables dendrométricas. En la segunda, un número reducido de árboles se selecciona en función de los valores de determinadas variables dendrométricas calculados a partir de los pies de la primera fase, y es en ellos donde se miden los diferentes pesos. El error en la primera fase se debe a la selección aleatoria de las muestras en la primera fase del muestreo y su peso va a depender de varios aspectos: (1) del diseño muestral, (2) del tamaño de la muestra, (3) del tipo de estimador usado (cada uno presenta su propia precisión), y (4) de la variabilidad inherente entre las muestras (Diéguez et al., 2003).

Con respecto al pesaje en campo de los árboles seleccionados hay que destacar que en el caso de determinar el peso húmedo de las fracciones de copa o de las raíces o el peso seco de la madera o la corteza, este proceso se puede complicar tremendamente. En todos estos casos lo normal es seleccionar una muestra de estas fracciones. De esta forma, los valores de peso que se asignan son estimaciones y no los valores reales de biomasa, con lo que llevan asociado el correspondiente error de muestreo. Éste va a depender (1) del método de selección de las submuestras aplicado en la componente del árbol correspondiente, (2) de la técnica de estimación del peso y (3) del tamaño de la submuestra. Cuando se emplean métodos de mínimos cuadrados para los ajustes, esta componente aleatoria del error es tenida en cuenta de forma automática (Cunia, 1986).

El error asociado al modelo matemático empleado en el ajuste de regresión es generalmente pequeño, siempre y cuando la función presente un buen ajuste a los datos de partida. Puede alcanzar valores altos si no se cumple alguna de las hipótesis fundamentales del modelo, ya sea por parte de la población o del tipo de muestreo empleados. Si nos referimos al método de mínimos cuadrados, la primera cuestión que se debe plantear es si el modelo de regresión ha de adoptar una forma lineal o no lineal. Desde el punto de vista estadístico nunca se puede tener certeza en la elección ya que se está trabajando con poblaciones finitas de árboles. Sin embargo, siempre que se empleen expresiones matemáticas que hayan proporcionado buenos resultados previos y que no se tengan que realizar extrapolaciones, el efecto de esta elección es mínimo. En este sentido, parece que no existen demasiadas diferencias entre los modelos lineales y los no lineales. Esta problemática se ha planteado generalmente entre aquellos que bajo una consideración más biológica defienden el empleo de modelos no lineales de forma alométrica y aquellos que defendiendo argumentos más estadísticos prefieren trabajar con modelos lineales (Cunia, 1986).

Una de las hipótesis que se ha de cumplir al emplear mínimos cuadrados es la homogeneidad de varianza. Las formas de corregir la falta de homogeneidad de varianza o heterocedasticidad suelen pasar normalmente por la transformación de la variable dependiente (generalmente logarítmica) o por el empleo de la regresión ponderada. En este sentido, los mayores errores se dan en el caso de (1) emplear transformaciones inadecuadas, (2) no usar factores de corrección del sesgo después de transforma la variable, o (3) emplear factores de ponderación erróneos (Cunia, 1986).

La hipótesis que hace referencia a la normalidad de los residuos no llega a ser crítica a menos que el número de árboles empleado sea muy bajo. Generalmente se considera que con al menos 20-25 pies las inferencias basadas en la distribución normal (test de significación o intervalos de confianza) son válidas.

La última hipótesis se centra en la independencia entre las mediciones de peso de los árboles muestreados, independencia que en sentido estricto rara vez se da ya que los individuos casi nunca se seleccionan de forma completamente aleatoria. En este sentido, resulta económicamente más interesante seleccionar los árboles por grupos y más eficiente emplear estratificación a partir de alguna variable de dimensión (diámetro del árbol generalmente) o de localización geográfica (índice de sitio, clases de edad, etc.) (Cunia, 1986).

La parte del error muestral asociada a la aplicación de las funciones de biomasa obtenidas para un área geográfica determinada es prácticamente nula, siempre que las ecuaciones hayan sido ajustadas a partir de valores de árboles de ese ámbito geográfico. Este posible error es también prácticamente inexistente aunque trabajemos con clases dimensionales distintas a las empleadas en los ajustes. Sin embargo, sí que puede llegar a ser apreciable en el caso de aplicar a inventarios forestales actuales ecuaciones de biomasa ajustadas tiempo atrás y a partir de pies seleccionados subjetivamente (Cunia, 1986).

### **2.1.3. Estudios previos relativos a la cuantificación de biomasa de *Eucalyptus globulus*, *Pinus pinaster* y *Quercus robur***

#### **2.1.3.1. *Eucalyptus globulus***

Los trabajos que se centran en la cuantificación y en la modelización de la biomasa de las diferentes partes del árbol son relativamente abundantes en esta especie, especialmente en países como Chile, Brasil, Australia, Portugal y España. Generalmente, los objetivos de estos estudios se centran en determinar la cantidad de biomasa arbórea y su contenido en nutrientes para determinar posteriormente las cantidades de elementos que se pierden cuando se queman o retiran los restos de corta (Hopmans et al., 1993; Spangenberg et al., 1996; Reed y Tomé, 1998).

Otras investigaciones se centran en realizar análisis comparativos de la producción de biomasa en diferentes ensayos de fertilización o diferentes tratamientos culturales. Es el caso de varios estudios llevados a cabo en Portugal (Pereira et al., 1989; Madeira y Pereira, 1991; Carvalho et al., 1993; Madeira et al., 1995), Australia y Nueva Zelanda (Potter y Jones, 1977; Birk y Turner, 1992; Cromer et al., 1993; Knight y Nicholas, 1996), y Brasil (Barros y Novais, 1996). Algunos de los modelos de estimación propuestos en estos trabajos incluyen factores correctores en función de los tratamientos de fertilización y riego llevados a cabo sobre las plantaciones. En la mayoría de los casos se observó un aumento en la cantidad de biomasa arbórea, y especialmente del follaje, en respuesta a la fertilización.

En estos estudios se concluye que la madera de esta especie supone entre el 71 y 76 % del peso seco de la biomasa, seguida de la corteza con un 10-11 %, 7-8 % de las ramas y 8-10 % de ramillos y hojas. Normalmente se cumple un orden de acumulación de biomasa que es: madera > corteza > hojas > ramas > ramillos (González Esparcia et al., 1985; Spangenberg et al., 1996; Cortez y Madeira, 1998; Brañas et al., 2000).

Estos estudios muestran que la cantidad de biomasa total (madera + corteza + ramas + hojas) por hectárea y año en función de la edad oscila entre las 13 (Birk y Turner, 1992; Cortez y Madeira, 1998; Brañas, 2000) y las 19 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Spangenberg et al., 1996; Brañas et al., 2000), mientras que los restos no maderables (corteza + ramas + hojas), producidos por una plantación, oscilan entre 3 y 6 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para diferentes especies de eucaliptos en Australia, Portugal y España.

Además, con la edad aumenta la cantidad de biomasa de las plantaciones y tal y como cabe esperar, se percibe un incremento en la producción de restos que se acumulan sobre el suelo de la plantación (O'Connell y Managé, 1982; Brañas et al., 2000).

### **2.1.3.2. *Pinus pinaster***

El trabajo más significativo publicado sobre biomasa de *Pinus pinaster* en España es el de Montero et al. (1999) realizado en plantaciones de la provincia de Ciudad Real, sobre pies de *P. pinaster* subesp. mediterranea. En él se estimó la biomasa aérea y la proporción extraída en diferentes regímenes de claras. Los resultados mostraron que, en lo que respecta a la distribución de biomasa entre las diferentes partes del árbol, la madera representa entre el 62 y el 72 % de la biomasa total, para árboles jóvenes y adultos respectivamente. Los porcentajes de peso seco de ramas finas y gruesas también varían dependiendo de la edad del árbol, en el primer caso entre 20-8 % para árboles jóvenes y adultos, respectivamente, y en el segundo entre 8-11 % para árboles jóvenes y adultos, respectivamente. El porcentaje de biomasa de acículas con respecto al total no varía en función de la edad del árbol, manteniéndose alrededor del 10 %.

En la región de Las Landas se han realizado diversos trabajos de cuantificación de biomasa forestal en *Pinus pinaster* subesp. *atlantica*, entre los que destacan el de Porté et al. (2000), en el que se ajustó un modelo alométrico para estimar la biomasa de las ramas en función de variables dimensionales de las propias ramas, el de Lemoine et al. (1986) que estudiaron su distribución en las diferentes fracciones del árbol en una plantación de 16 años, o los de Lemoine et al. (1984) y Saur et al. (1992) en los que se hace mención a la distribución de nutrientes en las diferentes partes del árbol (Lemoine et al., 1984; Saur et al., 1992).

### **2.1.3.3. *Quercus robur***

Son escasos los trabajos que han abordado la cuantificación de la biomasa arbórea de las especies del género *Quercus* en la Península Ibérica. Destacan los de Carvalho y Parresol (2003) y González Doncel (1989), Bengoa et al. (1991) y Bengoa (1999) para *Quercus pyrenaica* en Portugal, León y La Rioja, respectivamente, y Gracia et al. (2002) para diferentes especies del género *Quercus* en Cataluña. Carvalho y Parresol (2003) ajustaron de forma simultánea dos ecuaciones alométricas para biomasa de tronco y de copa respectivamente. Gracia et al. (2002) registraron porcentajes de 60 %, 9 %, 25 % y 6 % para madera, corteza, ramas y hojas respectivamente en *Quercus ilex*; 72 %, 12 %, 14 % y 2 % para los mismos componentes de *Quercus petraea*; 55 %, 15 %, 24 %, y 6 % para *Quercus faginea*, y 65 %, 16 %, 16 % y 3,2 % para *Quercus humilis*. En el caso de *Quercus ilex* observaron que las raíces llegaban a acumular hasta el 50 % del total de la biomasa arbórea.

Destacan así mismo los trabajos realizados en otros países europeos, especialmente para *Quercus petraea*. André y Ponette (2003), en un trabajo de biomasa y contenido nutricional de esta especie en Bélgica, registraron porcentajes con respecto a la biomasa aérea de 73, 8 y 19 % para madera, corteza y ramas (< 7 cm) respectivamente.

En Norteamérica han sido numerosas las experiencias que han abordado el estudio de la biomasa de las especies de *Quercus*. Martin et al. (1998), en un estudio de cuatro especies de *Quercus* en USA (*Quercus alba* L., *Quercus coccinea* Muenchh, *Quercus prinus* L. y *Quercus rubra* L.), observaron que la madera del tronco representaba el 64-70 % del total de la biomasa arbórea. Estos valores eran de 9-14 % y 16 a 19 % para la corteza y las fracciones de copa, respectivamente. Estos autores ajustaron para todas las fracciones arbóreas modelos lineales

simples con transformación logarítmica de la forma  $\ln y = \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln x$ . Clark y Schroeder (1986) estudiaron las mismas especies de *Quercus* que en el caso anterior y registraron cantidades de biomasa del orden de un 10-30 % superiores a las observadas previamente por Martin et al. (1998). Acosta-Mireles et al. (2002) también propusieron un modelo alométrico para el ajuste de la biomasa total de varias especies de *Quercus* en Méjico. Finalmente, Ter-Mikaelian y Korzukhin (1997), en una revisión de ecuaciones de biomasa de 65 especies arbóreas en Norteamérica, recogen las ecuaciones alométricas ajustadas para varias especies de *Quercus* (*Quercus velutina*, *Quercus prinus*, *Quercus macrocarpa*, *Quercus rubra*, *Quercus coccinea*, y *Quercus alba*).

Entre los trabajos que se han centrado en la biomasa de las especies de *Quercus* en Asia destaca el de Son et al. (2004), para bosques de *Quercus variabilis* y *Quercus mongolica*. Estos autores registraron el siguiente patrón de distribución de biomasa en las fracciones arbóreas: madera del tronco > ramas vivas > corteza del tronco > raíces > hojas > ramas muertas > ramillos. La biomasa de raíces supuso el 11 % del total de la biomasa arbórea.

## **2.2. VALORACIÓN DE LA ESTABILIDAD NUTRICIONAL DE LOS SISTEMAS FORESTALES**

Algunos autores consideran que el objetivo fundamental del manejo forestal se tendría que centrar en impedir un descenso de la productividad del suelo, al mismo tiempo que se asegure que su calidad mejore, o cuando menos se mantenga, a lo largo de las rotaciones (Nambiar, 1996). A la hora de mantener la productividad de los sistemas forestales resulta fundamental el conservar el capital de nutrientes del suelo, aspecto que depende fundamentalmente de la existencia de balances positivos entre las entradas y las salidas de estos nutrientes en el sistema (Jorgensen et al., 1975; Graham et al., 1991; Fisher y Binkley, 2000; Page-Dumroese et al., 2000). La cuantificación del capital nutritivo presente en todos los elementos del sistema forestal se valora mediante la realización de inventarios nutricionales. En ellos se cuantifican las cantidades de elementos contenidos en los diferentes compartimentos del sistema, esto es, el suelo, el mantillo orgánico y las diferentes fracciones de la biomasa arbórea. Este tipo de información constituye por tanto una valiosa herramienta para la gestión sostenible de los sistemas forestales, porque permiten cuantificar y localizar los nutrientes extraídos por los diferentes tipos de actividades antrópicas o por procesos naturales (Freedman et al., 1981; Nambiar, 1996; Augusto et al., 2000). La obtención de valores numéricos que expliquen el ciclo completo de distintos nutrientes en el medio forestal es un proceso complejo debido a los numerosos factores que hay que considerar en el sistema, así como la existencia de procesos como las migraciones oblicuas de elementos en terrenos con pendiente que impiden cuantificar con precisión los nutrientes presentes en un determinado elemento en un momento dado (Fisher y Binkley, 2000).

Desde el punto de vista nutricional, un sistema forestal se considera estable cuando las entradas de elementos son superiores a las salidas de éstos (Ranger y Turpault, 1999; Schlatter y Gerding, 1999). En bosques naturales, los aportes más importantes de nutrientes proceden de los procesos de alteración de la roca, de mineralización de la materia orgánica y de las entradas atmosféricas (deposición por precipitación). En sistemas manejados por el hombre, las entradas también se pueden deber a procesos de fertilización (Paré y Van Cleve, 1993). Hay que considerar que cualquier tipo de actuación selvícola (cortas parciales, podas, labores de fertilización, aplicación de productos fitosanitarios) provoca una alteración en mayor o menor grado del sistema forestal. En la mayoría de los casos, los mayores impactos sobre el suelo tienen lugar como consecuencia del aprovechamiento de la masa durante la corta final, debido

a las propias labores de corta y manejo de los restos y a la posterior preparación del terreno y plantación (Nambiar et al., 1984; Powers, 1990a; Dyck et al., 1994; Nambiar, 1996). Las labores posteriores al aprovechamiento forestal pueden modificar los ciclos biogeoquímicos ya que alteran los horizontes orgánicos y minerales del suelo. En este sentido, a las detracciones de nutrientes como consecuencia de la retirada de la biomasa arbórea hemos de sumar el hecho de que una importante cantidad de nutrientes se pueden perder por movilización y lixiviación al permanecer en el monte poca vegetación capaz de absorberlos y fijarlos (Likens et al., 1970; Adams y Boyle, 1982; Tiedemann et al., 1988; Johnson et al., 1991b; Graham et al., 1994). Estas alteraciones de las propiedades del suelo provocadas por el manejo de las masas forestales son especialmente preocupantes en plantaciones de especies de crecimiento rápido. En estos casos, el riesgo de degradación del suelo aumenta debido a que estas perturbaciones se repiten en ciclos temporales relativamente cortos. Resulta pues fundamental, respaldar el concepto de sostenibilidad con aspectos como el mantenimiento de la calidad del suelo, aspecto fundamental a la hora de asegurar la sostenibilidad de los ecosistemas forestales (Squire et al., 1991; Burger, 1996; Fölster y Khanna, 1997; Knoepp y Swank, 1997; Fox, 2000; Marshall, 2000).

Al evaluar la incidencia que el manejo de la biomasa arbórea puede tener sobre la dinámica nutricional, la fertilidad y la sostenibilidad del sistema, resulta pues imprescindible conocer el capital de nutrientes del lugar y el tipo de aporte a través de la lluvia. Diferentes autores que se han planteado esta problemática han llegado a conclusiones distintas dependiendo de si las comparaciones se hacían con respecto al contenido nutricional disponible o total del suelo. El contenido total constituye el capital de nutrientes bruto del suelo, aunque se encuentra mayoritariamente en formas químicas no disponibles por las plantas. Algunos autores consideran que las comparaciones a las que se hacía antes referencia deberían realizarse considerando este conjunto total, ya que las cantidades asimilables son más efímeras (Freedman et al., 1986; Nykvist, 1997). En el caso de querer evaluar la capacidad de cada suelo para proporcionar nutrientes de forma inmediata a la vegetación, la discusión se plantea utilizando la cantidad cambiante de nutrientes (Nambiar y Brown, 1997). Independientemente de cual de estos criterios se emplee para realizar el balance, en sistemas forestales con cierto grado de manejo, las pérdidas de nutrientes derivadas de las labores de aprovechamiento y de manejo de biomasa arbórea pueden exceder a las entradas naturales de éstos, motivando el descenso de las reservas de elementos disponibles en el suelo (Crompton y Cole, 1991; Johnson y Todd, 1998; Olsson et al., 2000). Esta situación es especialmente severa en zonas tropicales y subtropicales donde se han establecido plantaciones con especies de crecimiento rápido, con unas elevadas demandas nutricionales, en suelos con bajas reservas de elementos (Fölster y Khanna, 1997). En los suelos derivados de rocas fácilmente alterables (rocas volcánicas y metamórficas con minerales ferromagnesianos) la liberación de nutrientes que se produce durante la alteración de los minerales suele ser suficiente para reponer los elementos extraídos por la masa forestal a lo largo de la rotación. A diferencia de estos suelos, en los derivados de materiales silíceos el proceso de alteración es muy lento y en algunos casos no llega a compensar las extracciones que se producen como consecuencia del aprovechamiento forestal (Birk, 1994; Spangenberg et al., 1996). Este puede ser el caso de buena parte de los suelos de Galicia, en los que se cree que los aportes por lluvia y alteración no son suficientes para reponer la extracción de Ca y quizás otros nutrientes por la biomasa en plantaciones de eucaliptos y pinos (Dambrine et al., 2000).

### 2.2.1. Influencia de la retirada de la biomasa arbórea sobre la estabilidad de nutrientes del sistema forestal

Las masas forestales se ven sometidas a diferentes perturbaciones a lo largo del turno, ya sean de tipo natural como de tipo antrópico. Son numerosos los trabajos que han estudiado la influencia de distintas perturbaciones naturales y tratamientos selvícolas sobre el balance hídrico y el ciclo de nutrientes en sistemas forestales (Langford y O'Shaughnessy, 1977; Freedman et al., 1986; Hopmans et al., 1987; Mann et al., 1988; Fölster y Khanna, 1997). Son numerosos los factores que interactúan en el funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos del suelo. Conocer su comportamiento ante diferentes tratamientos selvícolas o perturbaciones del sistema resulta fundamental para establecer las pautas de sostenibilidad de un determinado esquema de manejo, capaces de garantizar unas tasas de reemplazo natural de nutrientes iguales o superiores a las de pérdidas (Kimmins, 1977).

Las operaciones selvícolas que se realizan a lo largo de la rotación deberían llevar a situaciones en las que se mantenga el capital nutritivo del suelo y la disponibilidad de nutrientes, de modo que se consiga mantener la productividad a largo plazo (Likens et al., 1970; Hungerford, 1980; Nambiar et al., 1984). Las operaciones de corta provocan pérdidas de nutrientes derivadas de la propia extracción de algunas fracciones de la biomasa arbórea, de procesos de volatilización en caso de quema de restos, y de procesos de erosión o percolación asociados, si bien el primer componente es normalmente el más importante cuantitativamente (Turner y Lambert, 1986; Harvey et al., 1994; Judd, 1996; Olsson et al., 1996b; Fox, 2000), pudiendo ser comparable en algunos casos a las reservas de nutrientes en el suelo. Algunas de estas operaciones selvícolas, como las podas, las cortas intermedias y, fundamentalmente, las cortas finales, generan una elevada cantidad de residuos de corta (ramas y hojas mayoritariamente), que pueden ser gestionados de forma variable. En Galicia lo más frecuente es acumular estos restos sobre el terreno, sin alterarlos de ningún modo o bien triturándolos mediante desbrozadoras. Otro tipo de manejo menos habitual consiste en su quema total o parcial y, en algunos casos, en su retirada del monte.

En el momento actual el aprovechamiento de la biomasa forestal no maderable en el noroeste español parece una alternativa a considerar como fuente de materia prima y de energía (Bermúdez y Piñeiro, 2001). En estas latitudes, el clima templado y la ausencia de prolongados períodos de heladas o sequías ha propiciado la rápida expansión de la superficie ocupada por especies comerciales de crecimiento rápido, como puedan ser *Pinus pinaster* y *Eucalyptus globulus*. Estas plantaciones son sometidas a un tipo de selvicultura bastante intensivo, con turnos cortos y con programas de aprovechamiento que implican la retirada del monte de las trozas con corteza. Aunque en la mayoría de los casos los residuos de corta (fundamentalmente las fracciones arbóreas de copa) permanecen sobre el terreno tras el aprovechamiento, algunas operaciones de preparación posteriores implican su quema o, en ocasiones muy puntuales donde se plantea un decapado, su retirada junto con la parte más superficial del suelo.

Si resultase económicamente viable, el aprovechamiento energético de la biomasa arbórea podría mejorar de forma directa la rentabilidad de la propiedad forestal, incrementando y diversificando los beneficios. También se podrían dar algunos beneficios indirectos, a través de la reducción de una serie de inconvenientes en la gestión selvícola ocasionados por la gran cantidad de restos que se generan durante las cortas intermedias y finales (accesibilidad, proliferación de plagas, riesgo de incendios). Sin embargo, desde el punto de vista de la conservación de los suelos, la extracción de los restos de corta puede entrañar una serie de problemas potenciales, ya que la fracción arbórea no maderable (corteza, ramas y hojas) juega un papel fundamental para la estabilidad del sistema (Squire et al., 1991; Keenan et al., 1994;

Knoepp y Swank, 1997). De esta forma, los restos de corta, al igual que otros componentes orgánicos (matorral, mantillo) desempeñan diferentes funciones que aseguran la sostenibilidad del sistema. Por un lado proporcionan una protección frente a la erosión, preservando no sólo los suelos, sino también la calidad de las aguas, reducen el riesgo de compactación (por maquinaria y por lluvia), y disminuyen la evaporación y el período de sequía. Además, limitan el desarrollo de vegetación accesoria y tienen una gran influencia sobre la propagación de enfermedades, plagas e incendios. Por otro lado, constituyen la principal fuente de materia orgánica del suelo, propiedad muy relacionada con la fertilidad, la aireación y la capacidad de infiltración del suelo (Douglass y Goodwin, 1980; Staff y Olsson, 1991; Rab, 1994; Beasley, 1997; Jones et al., 1999). Finalmente, estos restos acumulan importantes cantidades de nutrientes que son limitantes para la producción forestal, por lo que su descomposición sobre el terreno constituye una vía importante de restitución de elementos al sistema. Si bien existen diferencias sustanciales entre las especies forestales, diferentes estudios han puesto de manifiesto que la mayor parte del N y P acumulado por la vegetación arbórea se encuentra en ramas y hojas. Estos componentes, junto con la corteza, también acumulan cantidades sustanciales de Ca, Mg y K. (Hopmans et al., 1993; Spangenberg et al., 1996; Ouro et al., 2001, entre otros). De esta forma, estas grandes diferencias en la concentración y acumulación de nutrientes entre los órganos vegetales motiva que los diferentes alternativas selvícolas y de aprovechamiento repercutan en gran medida en las cantidades finalmente extraídas del monte. Así, por ejemplo, diferentes estudios realizados en plantaciones de *Eucalyptus* spp. muestran que la corteza y las hojas son las fracciones que presentan mayor concentración de nutrientes, mientras que la madera es el componente que presenta las menores (Birk y Turner, 1992; Hopmans et al., 1993; Spangenberg et al., 1996, entre otros). Por este motivo, en plantaciones de especies de eucaliptos es frecuente encontrar que los restos de corta acumulan cantidades de nutrientes superiores a los de la madera. En suelos tropicales, que presentan una baja reserva de elementos, el aprovechamiento de estas masas supone una extracción de nutrientes del sistema comparable a las reservas del suelo (Spangenberg et al., 1996; Attiwill y Adams, 1996).

En Galicia, el estudio previo realizado en plantaciones de *Eucalyptus globulus* (Brañas et al., 2000) muestra que los restos de corta (corteza, ramas y hojas), que representan el 25 % de la biomasa, acumulan más de la mitad de las cantidades de N, K, Ca y Mg que la biomasa arbórea fija durante la rotación. Estos resultados se corresponden con otros realizados en otras zonas de la Península Ibérica (Calvo de Anta, 1992; González Esparcia et al., 1985; Madeira et al., 1995; Cortez y Madeira, 1998).

En el caso de *Pinus pinaster*, también se ha observado que las fracciones de copa acumulan la mayor parte del N (hasta el 60 %), P (30-50 %) y S de la biomasa arbórea (Turner y Lambert, 1986). De igual forma, estos componentes almacenan cantidades sustanciales (30-50 % de la cantidad acumulada en la biomasa total) de K, Ca y Mg (Lemoine et al., 1988; Montero et al., 1999).

Por todos estos motivos, el manejo de los residuos de corta puede incidir de forma considerable sobre la conservación de suelos, así como sobre la supervivencia y el crecimiento del arbolado en las sucesivas rotaciones. No obstante, los efectos que se producen con la retirada de la biomasa serán más o menos acusados en función de, cuando menos, el tipo e intensidad de aprovechamiento planteado, de la especie arbórea estudiada, de las condiciones edáficas, así como de las medidas de protección que se adopten. En este sentido, numerosos estudios han revelado que los turnos de corta reducidos, combinados con prácticas selvícolas que implican la retirada de restos de corta y/o del horizonte orgánico, pueden reducir la fertilidad y la conservación de los suelos, y con ello la viabilidad de rotaciones futuras (Tuttle et al., 1985; Smith et al., 1994; Madeira, 1989; Merino et al., 1998; Merino y Edeso, 1999).

### **2.2.2. Estado nutricional de los suelos en Galicia y su relación con el manejo de la biomasa arbórea**

Todas las consideraciones anteriores referentes a la repercusión que sobre el estado nutricional del sistema pueda tener la extracción de la biomasa son de especial importancia en suelos como los gallegos, caracterizados por estar muy lavados, ser fuertemente ácidos y presentar bajas concentraciones de Ca, Mg, K y P extraíbles (Guitián Ojea et al., 1982; Gil-Sotres y Díaz-Fierros, 1982; Díaz-Fierros y Gil-Sotres, 1984; Macías y Calvo, 1992). Esta situación se debe al predominio de rocas con minerales poco alterables (pizarras, esquistos silíceos, cuarcitas), al fuerte lavado al que están sometidos como consecuencia de la elevada pluviosidad, y a la tendencia de estos suelos a fijar el P de forma no asimilable por las plantas mediante distintos compuestos de Fe y Al (Dambrine et al., 2000; Macías y Calvo, 1992). En el caso del K se produce liberación por alteración de silicatos, pero debido a su carácter monovalente es fácilmente lixiviado, y puede sufrir retrogradación al quedar aprisionado entre láminas de arcillas expandibles. En lo que respecta a Ca y Mg, su ciclo en suelos silíceos y lavados es similar: existe dificultad de liberación por alteración de silicatos y la adsorción a los coloides del suelo no es fuerte, por lo que el proceso de lavado y descalcificación es intenso. Además, y salvo rocas básicas o ultrabásicas, el Mg se lava con mayor facilidad, por lo que predomina el Ca tanto en la solución del suelo como en el complejo adsorbente (Gandullo, 1994).

Pese a estas limitaciones, muchas especies forestales del noroeste peninsular están bien adaptadas a estas condiciones y presentan tasas de crecimiento bastante elevadas, atribuibles a las favorables condiciones climáticas de la zona, y también a la relativa tolerancia de estas especies a la acidez del suelo. Sin embargo, estudios recientes muestran que la mayor parte de las plantaciones forestales de Galicia presentan deficiencias nutricionales que limitan su producción, especialmente en el caso del P y el Mg, y en menor medida del Ca (Romanyá y Vallejo, 1996; Brañas et al., 2000; Zas et al., 2000; Sánchez-Rodríguez et al., 2002; Merino et al., 2003b). Al mismo tiempo, se han verificado elevadas cantidades de nutrientes extraídas en las cortas comparadas con las disponibles en el suelo, muy particularmente si la profundidad es escasa y la pedregosidad alta (Ouro et al., 2001; Brañas et al., 2000; Merino et al., 2003b; Zas y Serrada, 2003).

Diferentes estudios relativos al balance nutricional en sistemas forestales han concluido que la disponibilidad de nutrientes puede estar muy determinada por su suministro a través de la descomposición de residuos orgánicos, y que las pérdidas de nutrientes como consecuencia de las operaciones de aprovechamiento y de manejo de la biomasa arbórea pueden llevar a la disminución de las reservas de nutrientes en el suelo, aspecto que afectará cuando menos a la productividad a medio y largo plazo del sistema (Dambrine et al., 2000; Gómez y Calvo de Anta, 2001). De hecho, en estos suelos de baja fertilidad la descomposición de los residuos orgánicos puede ser clave para asegurar la restitución de los nutrientes en el suelo (Waring y Schelsinger, 1985; Ouro et al., 2001). Por ello, el mantenimiento de unos niveles nutricionales adecuados a lo largo de diferentes rotaciones, puede estar condicionado, en gran medida, por el manejo al que sea sometida la biomasa arbórea (Ouro et al., 2001; Brañas et al., 2000; Merino et al., 2003b; Zas y Serrada, 2003), considerando especialmente el escaso capital de nutrientes y las bajas tasas de meteorización de los suelos forestales gallegos (Guitián Ojea et al. 1982; Fernández Filgueira, 2002).

### 2.2.3. Propiedades de los suelos de Galicia

En esta síntesis se resume la información recogida en diferentes trabajos realizados en Galicia, principalmente por Guitián Ojea et al. (1982), Bará y Toval (1983), Calvo de Anta (1992), Macías y Calvo de Anta (2001), Sánchez-Rodríguez (2001) y Brañas et al. (2001).

Las propiedades generales de los suelos forestales de Galicia están determinadas fundamentalmente por las propiedades de los diferentes materiales geológicos y por un clima lluvioso y de temperaturas suaves.

El sustrato geológico se compone mayoritariamente por rocas ígneas ácidas y rocas metasedimentarias, que cubren casi la totalidad de la superficie. Las características químicas y mineralógicas de estas rocas van a condicionar las propiedades físicas y químicas de los suelos.

Los terrenos que se desarrollan sobre materiales ricos en cuarzo (rocas graníticas, cuarcitas y algunas pizarras y esquistos) presentan las mayores pendientes debido a su baja alterabilidad. Este aspecto puede suponer limitaciones importantes para mecanizar las labores selvícolas. En cuanto a la profundidad de suelo, destaca que un número importante de plantaciones forestales presentan profundidades inferiores a 40 cm (frecuentemente regosoles), incluso, es común la existencia de profundidades de 25 cm (Leptosoles).

Los suelos forestales de Galicia suelen presentar valores de pH inferiores a 5,0, siendo los que se desarrollan sobre cuarcitas más ácidos que los derivados de rocas básicas o ultrabásicas. En general, estos suelos forestales son muy ricos en materia orgánica y presentan normalmente contenidos de C orgánico superiores al 5%. Estos contenidos determinan diferentes aspectos positivos, como una mayor retención de agua, estabilidad estructural, resistencia a la erosión, aporte de nutrientes y amortiguación de los efectos tóxicos del Al. La influencia del pH en las propiedades del suelo es bien conocida al condicionar la descomposición de la materia orgánica, la capacidad de intercambio y la facilidad de asimilación de nutrientes al modificar la solubilidad, precipitación y fijación de éstos (Bará, 1991).

Los contenidos de N, en general, son elevados, normalmente superiores a 0,4%. Este hecho, junto con las adecuadas relaciones C/N (entre 12 y 20) aseguran en la mayor parte un adecuado suministro de N a las plantas (Fuentes, 1994).

Con respecto a los niveles de P, se debe comentar que su disponibilidad para las plantas depende fundamentalmente del pH del suelo y del contenido de este elemento en el material geológico de partida, prácticamente inexistente en Galicia. Como corresponde a los suelos forestales ácidos, la práctica totalidad de los suelos forestales de Galicia presentan niveles de P disponible por debajo de 10 mg kg<sup>-1</sup>.

Los contenidos de Ca, Mg y K son bajos en la mayoría de los suelos forestales, presentando, por lo general, unos niveles inferiores a 100, 60 y 80 mg kg<sup>-1</sup>. Tan solo los suelos derivados de rocas básicas-ultrabásicas y calcáreas muestran niveles más elevados, aunque no suelen llegar a alcanzar concentraciones importantes debidas al intenso lavado.

Dos elementos importantes en la dinámica nutricional de estas plantaciones forestales son el Al y el Fe. Ambos son componentes abundantes en la corteza terrestre y su solubilidad aumenta a medida que disminuye el pH del suelo. El Al es el eje central de la dinámica de los suelos gallegos, dominando el complejo de cambio y generando importantes efectos directos e indirectos como la fijación de fosfatos, la reducción de la capacidad de campo, la estabilización temporal de la materia orgánica o el efecto tóxico que el Al puede generar en el desarrollo radicular (Alvarez et al., 1992). En los suelos forestales, la movilidad de Al y Fe se incrementa y compite con otros cationes en el complejo de cambio, reduciendo la disponibilidad de P, Ca, Mg, K y N en el suelo.

Los materiales geológicos sobre los que se forman los suelos gallegos presentan en general una tasa baja de alteración. Los suelos formados sobre este tipo de rocas, generalmente, no pueden compensar las pérdidas de nutrientes producidas por la acidificación y los aprovechamientos forestales.

## **2.3. IMPLICACIONES AMBIENTALES DEL APROVECHAMIENTO DE LA BIOMASA FORESTAL**

### **2.3.1. Efecto de la retirada de los restos de corta sobre la escorrentía superficial y la erosión**

Los sistemas forestales se ven sometidos a diferentes perturbaciones, ya sean de tipo natural o antrópico. Diferentes trabajos han revelado la influencia de distintas alteraciones naturales y actuaciones selvícolas sobre el balance hídrico y el ciclo de nutrientes en estos sistemas (Van Hook et al., 1982; Freedman et al., 1986; Hopmans et al., 1987; Mann et al., 1988; Fölster y Khanna, 1997). Son numerosos los factores que interactúan en el funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos del suelo. Conocer cómo es su comportamiento ante diferentes actuaciones selvícolas o perturbaciones del sistema resulta necesario para determinar las pautas de sostenibilidad de un programa de manejo capaz de garantizar una tasa de reemplazo de nutrientes igual o superior a la de pérdidas (Kimmins, 1977). Para alcanzar este objetivo es fundamental el estudio del balance hídrico de los sistemas forestales donde se ha realizado el aprovechamiento arbóreo, ya que además permite evaluar simultáneamente el balance de nutrientes (Fölster y Khanna, 1997).

La erosión del suelo constituye uno de los problemas más importantes que influyen a largo plazo sobre la productividad de los suelos agrícolas y forestales. Aunque desde el punto de vista geomorfológico los procesos de erosión en los suelos se producen de un modo más o menos regular, el creciente interés que esta temática está alcanzando en los últimos años se centra especialmente en aquellas actividades humanas que generan unas tasas de erosión superiores a la velocidad de formación del suelo (Vila et al., 2002). Este es un aspecto de especial interés en terrenos forestales de cierta pendiente donde los suelos someros pueden ser considerados como un recurso no renovable (Mc Cormack et al., 1982; Beasley, 1997).

Tradicionalmente, los trabajos sobre erosión han estado especialmente centrados en el estudio de suelos agrícolas, con grados de antropización bastante superiores a los de los suelos forestales. En las últimas décadas, las operaciones tradicionales de aprovechamiento de las masas forestales, caracterizadas por prácticas generalmente poco intensivas, han sido sustituidas por otras que implican generalmente altos grados de mecanización y la retirada o quema de los restos de corta, llegando incluso en algunos casos a la extracción del horizonte orgánico y superficial del suelo. Este tipo de operaciones implican cambios sustanciales en las propiedades físicas y químicas del suelo (Nykqvist y Rosén, 1985; Yole, 1996; Merino et al., 1998; Miller et al., 1988; Croke et al., 2001). Después del aprovechamiento de la masa y de las labores de preparación del terreno se han constatado procesos de compactación, alteración de la estructura, conductividad hidráulica, acidificación, erosión y pérdida de materia orgánica y nutrientes (Nutter y Douglass, 1978; Douglass y Goodwin, 1980; Rab, 1994; Staff y Olsson, 1991), procesos íntimamente relacionados con la conservación y la productividad de los suelos. En algunos casos, estas alteraciones afectan a la supervivencia y al crecimiento inicial de los nuevos pies, así como a la productividad de futuras rotaciones (Wert et al., 1981; Smith et al., 1994; Rab, 1996). También se han constatado serias repercusiones sobre los procesos

hidrológicos, con alteración de los flujos y la calidad de las aguas (Mc Clurkin et al., 1987; McColl y Renard, 1990; Staaf y Olsson, 1994).

Son numerosos los trabajos que revelan la importancia de mantener una cubierta vegetal protectora sobre el terreno después de la corta para limitar los procesos erosivos (Morgan, 1986; Lopes et al., 1987; Commandeur, 1992), especialmente en los meses inmediatamente posteriores a ésta, ya que las tasas de pérdidas de suelo decrecen exponencialmente, siendo superiores en los primeros años (Douglass y Swank, 1972; Díaz-Fierros et al., 1987; Imeson et al., 1992; Shakesby et al., 1993; Waring y Running, 1998; Thomas et al., 2000; Croke et al., 2001) para luego decrecer a medida que la vegetación herbácea y arbustiva, especialmente, van recolonizando el terreno (Anderson, 1976; Douglass y Goodwin, 1980; Hudson et al., 1983; Miller et al., 1988; Francis y Thornes, 1990; Farrish et al., 1993; Oyarzun, 1993; García-Oliva et al., 1995; Oyarzun y Peña, 1995). El desarrollo de períodos secos puede alterar esta tendencia y enmascarar los efectos de la retirada de la cubierta arbórea al tiempo que en ocasiones retrasa la aparición de los niveles máximos de escorrentía (Leitch y Flinn, 1986; Riekerk, 1989; Almeida y Riekerk, 1990; David et al., 1994). Así, en varias experiencias se han registrado mayores niveles de escorrentía superficial en los casos en los que ha desaparecido el estrato arbóreo y el terreno no dispone de una cubierta protectora vegetal de forma que, por lo general, la reducción de la evapotranspiración es proporcional a la eliminación de la superficie transpirante (Douglass y Swank, 1972; Swift y Swank, 1981; Bowes et al., 1984; Schofield et al., 1989; Keppeler y Ziemer, 1990; David et al., 1994; Fahey, 1994; Waring y Running, 1998; Wynn et al., 2000; Lane y Mackay, 2001; Swank et al., 2001; Twery y Hornbeck, 2001).

Numerosas experiencias han resaltado también el papel de los restos de corta sobre la protección eficaz frente a la erosión y las pérdidas de nutrientes (Ellis y Graley, 1983; Miller et al., 1988; Beasley y Granillo, 1998; Briggs et al., 2000), de forma análoga a lo que sucede con los restos vegetales que conforman el horizonte orgánico (Megahan y Monitor, 1975; White y Wells, 1982). Así, por ejemplo, Castillo et al. (1997) concluyeron que los valores de escorrentía superficial en parcelas donde se había retirado la cubierta vegetal eran superiores a las parcelas donde ésta no se había alterado. Además, durante los tres años que duró esta experiencia, estas diferencias se incrementaban paulatinamente, siendo el primer año muy escasas. Este aumento de las diferencias a partir del segundo año se atribuyó al deterioro de las propiedades físicas y químicas del suelo en las parcelas donde se eliminó la cobertura vegetal, con reducciones del porcentaje de agregados estables y aumento de las partículas gruesas, además de procesos de compactación y formación de costras en la superficie del suelo, que reducen la capacidad de infiltración y motivan un aumento de los flujos superficiales (Mwendera y Feyen, 1994). También Shakesby et al. (1994a) pusieron de manifiesto la importancia de mantener una buena cantidad de restos sobre el terreno para limitar los posibles efectos adversos antes comentados. En terrenos forestales donde previamente se habían aprovechado masas quemadas de eucalipto encontraron que las pérdidas de suelo por erosión se podían reducir hasta un 50 % con solo mantener alrededor de un 10 % de cobertura del terreno con restos vegetales. Lopes et al. (1987) también observaron que mantener sobre el terreno una capa de restos de corta era una herramienta muy eficaz para controlar las pérdidas de suelo. Farrish et al. (1993), en un estudio en el que se analizaron 1584 sitios con distintas especies arbóreas y diferentes características edáficas en EEUU, concluyeron que las pérdidas de suelo por erosión después de la corta estaban más relacionadas con el manejo posterior de los restos de corta y con las técnicas de preparación del suelo previas a la plantación que con la propia desaparición de la cubierta arbórea.

Con la eliminación de la cubierta arbórea y de los restos vegetales del aprovechamiento disminuyen las pérdidas de agua por evapotranspiración e intercepción, con lo que la cantidad

de agua presente en los horizontes superficiales del suelo es mayor (Gray y Megahan, 1981; Brown, 1985; Van Lear et al., 1985; Castillo et al., 1997; Mc Cool, 1997), favoreciendo los procesos de escorrentía superficial y de erosión del suelo, especialmente en aquellos poco permeables (Imeson et al., 1992; Terry y Shakesby, 1993; Shakesby et al., 2000; Ferreira et al., 2000). Todos estos fenómenos están íntimamente ligados a la eliminación del aporte de materia orgánica al suelo, con lo que aumenta su cohesión al quedar más expuesto al impacto del agua de lluvia (Brown, 1985; Castillo et al., 1997). Además, este descenso del C orgánico provoca un aumento de la densidad aparente (Castillo et al., 1997; Merino et al., 1998) y motiva el desarrollo de procesos de degradación de las propiedades físicas del suelo, como la reducción de la velocidad de infiltración (Clayton, 1981; Hungerford et al., 1991; Albadalejo et al., 1994; Rab, 1994; Clayton y Mehagan, 1997; Laffan et al., 2001) y del porcentaje de agregados estables (Castillo et al., 1997; Merino et al., 1998). Benito et al. (1986), en un trabajo realizado en Galicia en el que se estudió la erosionabilidad de los suelos y sus relaciones con el material de partida y las propiedades físicas y químicas, concluyeron que el contenido en materia orgánica era el factor más importante en el control de la estabilización de los suelos, no encontrando sin embargo diferencias significativas en las pérdidas de suelo para los distintos tipos de materiales geológicos, si bien otros autores establecen que el material geológico influye de forma muy significativa sobre varias propiedades del suelo relacionadas con la erosionabilidad (textura, porosidad, pH), incluida la materia orgánica (Balci y Ozyuvaci, 1974; Díaz-Fierros y Benito, 1991; O'Loughlin, 1994).

Otras experiencias han puesto también de manifiesto la importancia de la vegetación remanente en relación a la intercepción horizontal de la precipitación y a la captación de agua por las raíces, aspectos que reducen los problemas de escorrentía (Greenwood et al., 1985; Keppeler, 1986, 1998; Hopmans et al., 1987; Keppeler y Ziemer, 1990; Bent, 2001; Fernández Filgueira, 2002). En este sentido, la recuperación de los niveles de evapotranspiración previos a la alteración en el sistema dependen fundamentalmente del tiempo necesario para el restablecimiento de la cubierta vegetal (Hibbert, 1967; Bosch y Hewlett, 1982).

Estos procesos de erosión derivados del manejo de las fracciones vegetales pueden verse además agudizados como consecuencia de otros fenómenos relativos al medio forestal, como los incendios, la construcción de pistas con sistemas de drenaje deficiente, determinadas técnicas de repoblación y preparación del terreno (especialmente si se practica la retirada de restos de corta y/o mantillo forestal, o se realiza un laboreo) u operaciones de aprovechamiento arbóreo (Mc Cormack et al., 1982; Routledge, 1987; Beasley, 1997). Por este motivo, los trabajos de preparación de terreno posteriores al aprovechamiento final de la masa, que implican diferentes operaciones sobre los restos de corta, o incluso el manejo de los mismos tras cortas intermedias pueden incrementar las tasas de erosión y reducir drásticamente la materia orgánica del suelo (Benito et al., 2003), especialmente en los meses inmediatamente posteriores a estas operaciones, en los que no se ha desarrollado todavía la vegetación que pueda atenuar la incidencia de la precipitación sobre el suelo (Beasley, 1979; Miller et al., 1988; Neary y Hornbeck, 1994). De forma análoga, las pérdidas de nutrientes en disolución también pueden ocurrir durante los años siguientes al aprovechamiento (Neal et al., 1992; Neary y Hornbeck, 1994). Además del problema que supone la pérdida de suelo en sí, la erosión puede potenciar la pérdida de nutrientes, aspecto especialmente preocupante en suelos de baja fertilidad (Edeso et al., 1999). También se ha de considerar que diferentes autores han constatado que la transferencia de sedimentos y nutrientes a través de la escorrentía como consecuencia de la retirada de restos vegetales repercute negativamente en la calidad de las aguas (Lawson, 1985; Tiedemann et al., 1988; Mc Coll y Renard, 1990; Ludwig et al., 1997; Leal da Silva et al., 1998).

Los suelos forestales del noroeste peninsular presentan generalmente elevados contenidos en materia orgánica y una más que notoria cubierta vegetal, que garantizan una importante protección contra los procesos erosivos, incluso en zonas de elevada pendiente y donde los fenómenos de precipitación atmosférica son severos (Benito et al., 1991). Sin embargo, en los últimos años, la proliferación de los incendios forestales y algunas prácticas selvícolas inadecuadas han motivado un incremento en las tasas de erosión. Este tipo de aspectos son especialmente importantes en Galicia, donde la mayoría de los suelos forestales y los procesos de hidromorfia que en ellos se desarrollan favorecen los fenómenos erosivos (Benito et al., 2003). No sólo el tipo de uso a que se somete el suelo condiciona su erosionabilidad, sino que también los diferentes materiales geológicos sobre los que se desarrollan los suelos lo hacen (Díaz-Fierros y Benito, 1991). En este sentido, los suelos de textura más fina, francos y franco-limosos (desarrollados sobre calizas, anfibolitas, gabros, esquistos pelíticos y sedimentos arcillosos), muestran valores de erosionabilidad más altos que los franco-arenosos (desarrollados sobre esquistos, pizarras, granitos y sedimentos arenosos).

Algunos estudios realizados en la Península Ibérica han evaluado los efectos de las técnicas de repoblación sobre la erosión (Ortigosa, 1989; Ternan et al., 1996). En sistemas de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*, se ha constatado que las técnicas de preparación intensiva del terreno previas a la plantación, en las que los residuos arbóreos y el horizonte orgánico son retirados, motivan la degradación del suelo y afectan a la productividad de estos sistemas (Merino y Edeso, 1999; Merino et al., 2003). En el norte peninsular diferentes trabajos han determinado también las mayores tasas de erosión producidas tras incendio (Benito et al., 1991; Shakesby et al., 1993), así como las pérdidas de nutrientes del suelo en momentos posteriores (Soto et al., 1995; Thomas, 1996). También son frecuentes los trabajos que estudian la importancia de la cubierta vegetal a la hora de atenuar la escorrentía superficial y las pérdidas de suelo (Soto et al., 1994; Cerdà, 1997; Boix-Fayos et al., 1998). Sin embargo, la influencia del manejo de los restos de corta, sin considerar las técnicas de repoblación a aplicar posteriormente, no ha sido abordada con suficiente profundidad en los montes gallegos, ocupados en gran parte por plantaciones de tipo comercial con especies como *Pinus pinaster* y *Eucalyptus globulus*. Thomas et al. (2000) destacaron en plantaciones de estas especies en Portugal la importante labor de cobertura que ofrecía el mantillo y los restos de corta, ayudando a reducir la tasa de erosión edáfica. En Galicia destacan los trabajos de Dambrine et al. (2000) y Fernández Filgueira (2002). En el primero de ellos se constató que las pérdidas de nutrientes debidas al aprovechamiento forestal y a unas preparaciones intensivas del terreno podían reducir la productividad a largo plazo de los sistemas de *Eucalyptus globulus*, y en menor medida de *Pinus pinaster* y *Pinus radiata*. Fernández Filgueira (2002) también concluyó la importancia del manejo de los restos de corta para limitar los procesos erosivos y las pérdidas de nutrientes a través de las aguas de escorrentía en sistemas de *Eucalyptus globulus* y *Pinus pinaster*.

### **2.3.1.1. Efecto de la retirada de los restos de corta sobre la composición de las aguas de escorrentía**

En ausencia de actuaciones de tipo antrópico relativas a programas de fertilización o de manejo de biomasa arbórea, las principales entradas de nutrientes en el sistema derivan de la precipitación atmosférica, de la meteorización y de la incorporación de material vegetal al suelo (Binkley et al., 1997). Estas dos últimas son en muchos casos difíciles de estimar y se pueden integrar en el balance nutricional considerándolas como una parte de la salida de nutrientes a través de las aguas de escorrentía (Ranger y Turpault, 1999). De hecho, en ausencia de perturbaciones en el sistema, la composición química de estas aguas es función

principalmente de la composición del agua de lluvia y de las características geológicas de la cuenca (Cornish y Binns, 1987; Nakos y Vouzaras, 1988).

Aunque los trabajos relacionados con la incidencia del manejo de las fracciones vegetales sobre la dinámica nutricional y la erosión en el ámbito forestal no son muy abundantes, sí lo son en el agrícola, donde numerosos estudios han mostrado la eficacia de los restos de las cosechas abandonados sobre el terreno como fuente de nutrientes y como causante del incremento de la concentración de nitrógeno y fósforo en las aguas de escorrentía superficial (Johnson et al., 1979). La eliminación de la cubierta vegetal del suelo o de los restos vegetales de corta motiva una reducción del aporte de materia orgánica, lo que implica también la disminución de la capacidad de retención del agua, así como la pérdida de una importante fuente de nutrientes, cuando menos a corto plazo, que pueden afectar de forma destacable a la productividad futura de la masa forestal, por lo menos durante las etapas iniciales (Ballard et al., 1981; Smith et al., 1994; Fernández Filgueira, 2002). En relación al manejo de esta cubierta vegetal protectora, numerosos autores han recalcado la importancia que para el mantenimiento de la fertilidad pueden desempeñar la absorción de nutrientes por las raíces de la vegetación que pueda recoloniza el terreno, la descomposición de raíces finas y la deposición de material vegetal (fundamentalmente hojarasca) sobre el suelo (Johnson et al., 1982; Mann et al., 1988; Hornbeck et al., 1990). De forma análoga, en sistemas forestales donde se realizó la corta final y se dejaron los restos sobre el terreno a modo de cubierta protectora, se produjo una liberación de nutrientes a partir de éstos muy lenta, y la vegetación remanente promovía la retención de nutrientes y la reducción de los niveles de escorrentía (Malmer, 1996a).

Son numerosas pues las experiencias donde se ha concluido que la retirada de los restos de corta, así como otras operaciones relacionadas con la alteración del suelo por algunas labores de aprovechamiento, pueden implicar reducciones severas en el contenido nutricional del horizonte superficial. Esta circunstancia es especialmente preocupante si se considera que estos efectos negativos persisten durante varios años después del aprovechamiento forestal (Covington, 1981; Hendrickson et al., 1989; Smith et al., 1994; Olsson et al., 1996a), y si nos encontramos especialmente ante sistemas forestales sobre materiales geológicos pobres en minerales alterables (Nakos y Vouzaras, 1988; Hornung et al., 1990). En estas experiencias se ha constatado que algunas fracciones arbóreas concentran una cantidad de cationes básicos en su biomasa relativamente importante, por lo que resulta fundamental considerar las consecuencias de los diferentes manejos a las que se pueden someter en el caso de que se quiera garantizar la sostenibilidad del sistema (Tritton et al., 1987; Mann et al., 1988; Nykvist, 1997; Briggs et al., 2000). En todo caso es necesario considerar que si se producen cambios importantes en el estado nutricional del suelo se requieren varios años para que los restos vegetales se vayan descomponiendo y se puedan apreciar cambios en la fertilidad edáfica (Adams y Boyle, 1982; Snyder y Harter, 1984).

### **2.3.1.2. Influencia del manejo de restos sobre los niveles de escorrentía y las pérdidas de nutrientes a través de las aguas de escorrentía**

En la Tabla 1 se recogen a modo de resumen los resultados de algunos trabajos donde se estudió el balance nutricional de diferentes sistemas forestales donde los restos vegetales de corta fueron sometidos a distintas operaciones. Freedman et al. (1981) en masas de *Picea rubens* y *Abies balsamea* en Norteamérica, observaron que la retirada de todas las fracciones arbóreas suponía la extracción de aproximadamente el 500 % del N disponible y el 300 % del Ca cambiante del suelo. También Freedman et al. (1986) observaron para coníferas y frondosas en Canadá que la eliminación de las fracciones de copa junto con el tronco suponía

la detración de más del 100 % de Ca y del 200 % de P con respecto al aprovechamiento únicamente del fuste.

Tritton et al. (1987), trabajando con masas mixtas de caducifolias, recomendaban no retirar las fracciones de copa tras la corta para garantizar la sostenibilidad del sistema, y en caso de que esta práctica se tuviese que realizar ponían de manifiesto la necesidad de alargar los turnos. Sus conclusiones se basaron en la observación de que los restos de corta llegaban a acumular el 6 % del N total, P, K y Mg, y el 13 % del Ca del total del sistema.

Mann et al. (1988), estudiando la acumulación de nutrientes en la biomasa arbórea de masas de coníferas y frondosas en Norteamérica, concluyeron igualmente el carácter crítico que la extracción del árbol completo podía suponer para el balance nutricional, especialmente para el Ca y el P. Stevens et al. (1995) también detectaron en masas de *Picea sitchensis* este carácter crítico del Ca y el P, y en menor medida de K, ya que, aún dejando sobre el terreno tras la corta las fracciones arbóreas, el aprovechamiento del tronco suponía la extracción de unas cantidades de Ca y P superiores a las disponibles en el suelo. También en sistemas forestales con especies del género *Eucalyptus* se ha constatado la vulnerabilidad de elementos como el Ca y el M, considerando su importante acumulación en la biomasa arbórea, especialmente en una fracción tan concreta como la corteza (George, 1984; Poggiani, 1985; Turner y Lamber, 1986; Adams y Attiwill, 1988; Lamber y Turner, 1991).

**Tabla 1.** Balance nutricional de diferentes experimentos en sistemas forestales. Salidas de nutrientes a través del aprovechamiento de distintas fracciones de la biomasa arbórea (kg ha<sup>-1</sup>) y de las aguas de escorrentía (kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>). Entrada de nutrientes a través de la precipitación atmosférica (kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>). También se incluyen los contenidos nutricionales del suelo.

Autor	Estrato arbóreo	Tratamientos	Salida-Entrada de nutrientes	N total	P	K	Ca	Mg	
Van Lear et al. (1983)	<i>Pinus taeda</i> de 41 años	Retirada de la madera y los restos tras corta a hecho	Extracción en la biomasa arbórea	151	13	68	134	-	
			Pérdidas anuales por escorrentía	0,93	0,07	2,1	4,7	-	
		Retirada únicamente de la madera tras la corta	Extracción en la biomasa arbórea	63	5	36	70	-	
			Pérdidas anuales por escorrentía	1,2	0,07	3,6	4,7	-	
				Entradas por precipitación atmosférica	3,8	0,2	1,6	2,8	-
				Contenido cambiante en el suelo	2336	16,7	213	1332	-
Feller y Kimmins (1984)	<i>Tsuga heterophylla</i> y <i>Pseudotsuga menziesii</i> en turnos de 80 años	Corta de 2/3 del arbolado y extracción del árbol completo	Extracción en la biomasa arbórea	234	34	168	260	27	
			Pérdidas anuales por escorrentía	5,5	0	5,5	22	4,5	
			Entradas por precipitación atmosférica	4	0	1	7	1	
			Contenido cambiante en el suelo	6198	140	158	1213	140	
Hornbeck et al. (1986a, 1987)	Masas mixtas de caducifolias a turnos de 100 años	Corta en fajas del dosel arbóreo	Extracción en la biomasa arbórea	74	6	40	107	11	
			Pérdidas anuales por escorrentía	2,2	0,0	3,0	2,7	0,3	
		Corta en bloques del dosel arbóreo	Extracción en la biomasa arbórea	97	7	52	139	14	
			Pérdidas anuales por escorrentía	5,8	0,0	4,8	4,8	0,7	
				Entradas por precipitación atmosférica	6,5	0,04	0,8	1,7	0,5
				Contenido cambiante en el suelo	3600	-	75	510	41
Hornbeck et al. (1990)/Pierce et al. (1993)	Masas de <i>Abies balsamea</i> y <i>Picea rubens</i> a turnos de 100 años	Corta a hecho y extracción de todas las fracciones arbóreas	Extracción en la biomasa arbórea	376	54	224	494	52	
			Pérdidas anuales por escorrentía	2	-	10	14,5	4,3	
			Entradas por precipitación atmosférica	4	-	<1	1	<1	
			Contenido cambiante en el suelo	6752	217	159	392	211	

Autor	Estrato arbóreo	Tratamientos	Salida-Entrada de nutrientes	N total	P	K	Ca	Mg
			Extracción en la biomasa arbórea	242	19	129	344	38
	Masas mixtas de caducifolias	Corta a hecho y extracción de todas las fracciones arbóreas	Pérdidas anuales por escorrentía	2	-	2	10	4
			Entradas por precipitación atmosférica	6	-	1	1	<1
			Contenido cambiante en el suelo	6540	-	117	906	105
Hornbeck et al. (1990)/Pierce et al. (1993)	Masas mixtas de caducifolias	Corta a hecho y extracción de todas las fracciones arbóreas	Extracción en la biomasa arbórea	273	19	162	530	35
			Pérdidas anuales por escorrentía	6,2	-	8	9,2	5,3
			Entradas por precipitación atmosférica	8	-	5	2	<1
			Contenido cambiante en el suelo	4565	-	132	176	105
Nykvist et al. (1994)/Grip et al. (1994)	Masas selváticas	Corta y extracción de 2/3 de los troncos. Permanencia de los restos	Extracción en la biomasa del tronco	145	4,4	125	248	47
			Pérdidas anuales por escorrentía	9,5	0,35	38	9	3
			Entradas por precipitación atmosférica	6,4	-	1,8	1,7	0,4
		Extracción de madera con corteza tras corta a hecho. Sin retirada de restos	Extracción en la biomasa del tronco	83	77	74	96	44
			Pérdidas anuales por escorrentía	5	0,26	6	0,34	1,4
Dambrine et al. (2000)	Plantaciones de <i>Eucalyptus globulus</i>	Extracción de madera con corteza tras corta a hecho. Sin retirada de restos	Extracción en la biomasa del tronco	99	92	85	115	53
			Pérdidas anuales por escorrentía	4	0,23	1	1	1
			Entradas por precipitación atmosférica	1,85	0,39	6,7	8,1	6,9
			Contenido cambiante en el suelo	1678	16	103	17	32

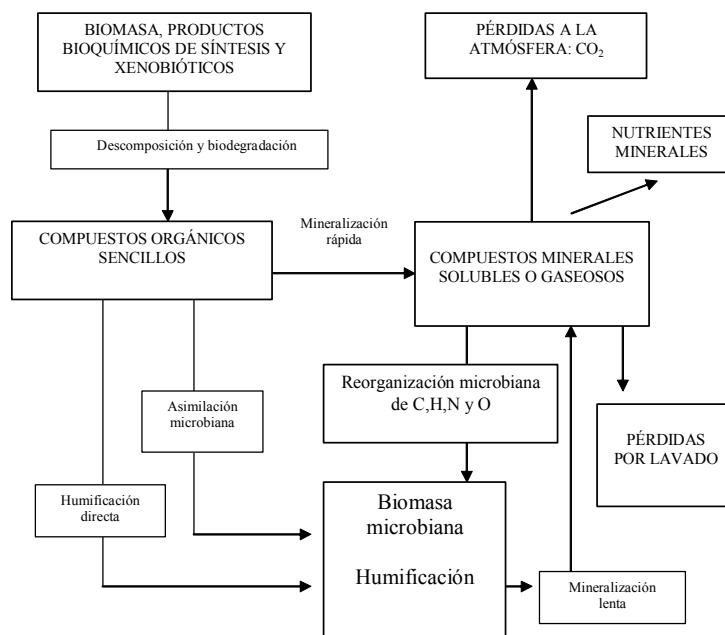
## 2.3.2. Influencia de la retirada de restos de corta sobre la materia orgánica del suelo

### 2.3.2.1. La materia orgánica de los suelos forestales: formación y funciones

Una gran parte de los conocimientos disponibles sobre los componentes orgánicos del suelo se han adquirido a través del estudio de suelos forestales. Estos estudios han revelado la importancia de la materia orgánica del suelo sobre el funcionamiento de los ecosistemas. En ese sentido, este componente interviene de forma activa en la formación del suelo y condiciona su comportamiento en relación con el crecimiento de las plantas y microorganismos, al influir en el movimiento y almacenamiento de agua, intercambio catiónico, y constituir una fuente de nutrientes, entre otros aspectos (Tate, 1987).

Los componentes orgánicos del suelo proceden de a) la acumulación de restos y residuos de plantas y animales, b) la descomposición de los tejidos orgánicos por acción mecánica de la fauna y microorganismos, c) la degradación o descomposición de las moléculas orgánicas complejas a compuestos orgánicos más sencillos que, si tiene lugar con intervención de microorganismos, se denomina biodegradación y d) la reorganización de algunos productos de la degradación, con síntesis microbiana de nuevos componentes orgánicos.

El modelo conceptual de los procesos que siguen los materiales orgánicos desde su incorporación al suelo y de las interrelaciones que se producen pueden sintetizarse en la Figura 2 (Porta et al, 2000).



**Figura 2.** Procesos e interrelaciones de los materiales orgánicos desde su incorporación al suelo hasta su paso a la atmósfera.

La descomposición de la materia orgánica no humificada (restos de plantas y animales) o de productos bioquímicos de síntesis incorporados al suelo motiva que alrededor de un 60-80 % del C orgánico sea devuelto a la atmósfera como CO<sub>2</sub>, tras una mineralización rápida que puede tener lugar en un año. La mineralización consiste en la transformación de un elemento

desde una forma orgánica, como resultado de la actividad de los microorganismos. Los iones inorgánicos pueden entonces ser absorbidos por las plantas. El C orgánico no mineralizado de forma rápida sigue un proceso de oxidación mucho más lento y tras profundas transformaciones, pasa a formar parte de la biomasa microbiana o queda relativamente estabilizado como sustancias húmicas.

La materia orgánica que contenga un suelo en un momento dado será la diferencia entre la biomasa total recibida y la biomasa mineralizada de forma relativamente rápida (un ciclo anual para hojas de caducifolios en un medio biológicamente activo) y el humus mineralizado de forma lenta. La tasa de mineralización es equivalente a la velocidad o grado de mineralización, y se expresa como el porcentaje de carbono orgánico inicial que se mineraliza en un periodo determinado (Tate, 1987).

Un gran número de estudios han revelado la importante influencia que ejerce la materia orgánica sobre las distintas propiedades del suelo (Schitzer y Khan, 1978; Duchaufour, 1984; Tate, 1987; Porta et al., 1994), siendo un indicador de la salud y de la productividad de un ecosistema (Hendrickson et al., 1985; Bengtsson y Wikström, 1993; Carlyle, 1993). La consecución de un nivel adecuado de C orgánico resulta fundamental para el mantenimiento de la productividad a largo plazo, debido a su importante papel en el mantenimiento de humedad edáfica y de una correcta estructura del suelo así como en la disponibilidad y reciclaje de nutrientes (Tuttle et al., 1985; Weetman, 1987; Dyck et al., 1994; Harvey et al., 1994; Yole, 1996; Ludwig et al., 1997; Page-Dumroese et al., 2000). La materia orgánica supone la principal fuente y sumidero de los nutrientes de las plantas. Los niveles altos de materia orgánica en el suelo incrementan la capacidad de intercambio de iones y la de retención de agua así como la capacidad de infiltración (Hendrickson et al., 1985). Estos compuestos constituyen la principal fuente de energía para los microorganismos del suelo. En este sentido, la materia orgánica del suelo es la mayor fuente de los principales macronutrientes limitantes como N, P y S, y también de micronutrientes como Fe, Mn, Cu, B, Mo y Zn (Johnson et al., 1991b; Carlyle, 1993; Smith et al., 1994).

Diferentes trabajos han revelado que la materia orgánica juega un papel fundamental en la dinámica nutricional de nuestros suelos (De Bano, 1991), especialmente por la influencia que su poder quelante ejerce sobre la capacidad de intercambio catiónico (Johnson et al., 1991a). La pérdida de partículas orgánicas es un fenómeno grave ya que una gran cantidad de nutrientes se encuentran adsorbidos a la materia orgánica y a las partículas más finas del suelo (Oyarzun, 1994). Thomas et al. (1999), en masas quemadas de *Eucalyptus globulus* y *Pinus pinaster*, encontraron en los primeros estratos una remoción preferente de la materia orgánica frente al suelo mineral, mayoritariamente procedente de material vegetal parcialmente quemado. De esta forma, algunos autores como Fölster y Khanna (1997) y Jurgensen et al. (1997) recomiendan que tras las operaciones de corta se descortece en monte y se dejen los restos esparcidos de forma uniforme sobre el terreno, operaciones que contribuyen a mantener un nivel aceptable de materia orgánica en el suelo y aseguran la sostenibilidad de los sistemas forestales. El mantenimiento de los materiales orgánicos es fundamental para la conservación de la fertilidad a corto plazo en los sistemas forestales ya que, debido a su gran potencial de mineralización, es la fuente más labil de nutrientes (Huntington y Ryan, 1990; Smith et al., 1994; Piatek y Allen, 1999; Fernández, 2004). La alteración o la retirada de los horizontes orgánicos en las labores de aprovechamiento arbóreo o de preparación del terreno supone en muchos casos la pérdida de una cantidad apreciable del conjunto de nutrientes del sistema (Weetman, 1987; Smith et al., 1994; Merino et al., 1998).

Los diferentes actuaciones que se pueden llevar a cabo con los restos de corta afectan en diferente grado a parámetros edáficos como la temperatura y la humedad, además de poder alterar la actividad microbiana (Sundam et al., 1978; Ross et al., 1995) y los procesos de

descomposición de la materia orgánica y de mineralización (Houghton et al., 1983; Cortina y Vallejo, 1994; Lundmark-Thelin y Johansson, 1997; Santa Regina y Tarazona, 1999). Además, también se puede ver afectada la estructura, la aireación, la capacidad de retención de agua y la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Munson et al., 1993; Smith et al., 1994; Merino y Edeso, 1999;). En todo caso, a la hora de plantear las diferentes alternativas selvícolas y de aprovechamiento forestal es necesario considerar todas estas circunstancias, asumiendo además que la reducción de materia orgánica puede acarrear importantes pérdidas de suelo (Edeso et al., 1999), reducción en parte debida al aumento de la descomposición y de la mineralización de la materia orgánica como consecuencia del incremento de la temperatura y la humedad del suelo forestal una vez realizado el aprovechamiento.

### **2.3.2.2. Calidad de la materia orgánica y actividad de los microorganismos**

Conceptualmente, la materia orgánica del suelo se ha dividido en componentes de diferente velocidad de descomposición. De este modo, según Parton et al. (1987) y Veberne et al., (1990) se distinguen tres fracciones funcionales: la fracción lábil (o activa), la lenta y la recalcitrante (o pasiva). La fracción activa contiene biomasa microbiana o C no microbiano. Esta fracción es particularmente interesante porque se considera que es la que responde más rápidamente a alteraciones de tipo físico o químico y porque su contribución a la dinámica de nutrientes es mucho mayor que las fracciones lenta y recalcitrante (Porta et al, 2000). Así, la actividad microbiana juega un papel fundamental en la dinámica del C y de los nutrientes del suelo (Smith y Paul, 1990) de forma que el estudio de las propiedades microbianas en el ámbito forestal sea un herramienta ampliamente utilizada como indicadora eficiente de los impactos de la prácticas forestales sobre el suelo (Mendham et al., 2002; Li et al., 2004).

El nitrógeno se puede encontrar en el suelo bajo forma orgánica o bien bajo forma mineral, aunque la primera de ellas es claramente la más abundante. Este nitrógeno que se encuentra en la materia orgánica no puede ser asimilado por las plantas, por lo que ha de transformarse en nitrógeno mineral mediante la acción de diversos microorganismos, proceso que recibe el nombre de mineralización. El parámetro que se utiliza para registrar cambios a corto plazo de la materia orgánica es el contenido de biomasa microbiana, la fracción más lábil de ésta. Por su parte, la intensidad de esta actividad microbiana así como los efectos sobre el proceso de mineralización se determinan mediante el seguimiento de la emisión de CO<sub>2</sub> del suelo, también conocida como respiración del suelo (Tate, 1987; Bjökröth, 1993; Knoepp y Swank, 1997; Marshall, 2000).

### **2.3.2.3. Metodología para el estudio de la materia orgánica en suelos forestales**

Schinner et al. (1996) enumeran las metodologías más frecuentemente empleadas para estudiar los aspectos anteriormente comentados:

- Descomposición de restos orgánicos: Fracciones de restos de corta (hojas-acículas, ramas) incubadas en bolsas de nylon (“litterbags”).
- Biomasa microbiana. Se determina mediante el método de fumigación de muestras con cloroformo libre de etanol.
- Mineralización de N. Incubación de muestras de suelo en el terreno durante períodos de un mes. A final de este período se determina en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y el NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, tanto en muestra incubadas como en no incubadas.

- Emisión de CO<sub>2</sub>. Se emplea la técnica de la cámara estática que se instala sobre el terreno. La emisión de CO<sub>2</sub> se estima a partir del incremento de la concentración de este gas con el tiempo.

#### **2.3.2.4. Influencia de las labores selvícolas sobre la materia orgánica del suelo y la actividad de los microorganismos**

Las operaciones de manejo de las fracciones arbóreas inciden de forma directa en las tasas de incorporación de la materia orgánica al suelo (Hendrickson et al., 1985). En numerosas experiencias se ha observado que la tasa de descomposición de la materia orgánica puede verse afectada durante la preparación del terreno, estando muy relacionada con la gestión de restos de corta a realizar posteriormente (Baker et al., 1989; Cortina y Vallejo, 1994; Lundmark-Thelin y Johansson, 1997; Ouro et al., 2001).

Diferentes trabajos han constatado el descenso del contenido en C orgánico después de las operaciones de aprovechamiento de madera o de preparación posterior del terreno, en la mayoría de los casos ligado a la mezcla de horizontes, a la compactación del suelo motivada por la utilización de maquinaria pesada, o a la eliminación de los horizontes superficiales (Tuttle et al., 1985; Reynolds, 1990; Keenan et al., 1994; Perison et al., 1997; Johnson y Todd, 1998; Olarieta et al., 1999; Laffan et al., 2001). En algunos casos se ha observado que el empleo de maquinaria pesada para las labores de aprovechamiento forestal y de manipulación de restos motiva la perturbación de los horizontes orgánicos y del suelo mineral, aspectos que implican un descenso en el contenido de C orgánico (Ellis y Graley, 1983; Miller y Sirois, 1986; Huntington y Ryan, 1990; Paré y Van Cleve, 1993; Jurgensen et al., 1997; Ludwig et al., 1997; Olarieta et al., 1999; Piatek y Allen, 1999). También en otros casos, el suelo perdido por erosión y disolución resulta otro factor de pérdida de C a considerar (Olarieta et al., 1999), por lo que el planteamiento de tratamientos de manejo de restos que minimicen estos aspectos resulta fundamental, especialmente si consideramos que los restos de corta constituyen la principal fuente de materia orgánica en el suelo (Ryan et al., 1992; Bengtsson y Wikström, 1993).

Fernández Filgueira (2002) observó que el nivel de C orgánico en suelos de textura franco-arenosa donde los restos de corta habían permanecido sobre el terreno después del aprovechamiento, ya sea dispersos de forma uniforme o bien dispuestos en montones, no variaba significativamente en relación a suelos bajo cubierta arbórea durante los primeros meses tras la corta, para evidenciarse en un período posterior una tendencia al descenso, tal y como se reflejó también en otros estudios (Hendrickson et al., 1985; Olsson et al., 1996a). Mendham et al. (2002, 2003) no observaron diferencias significativas en los niveles de C del suelo tras el aprovechamiento arbóreo, circunstancia que atribuyeron a la gran variabilidad de programas de manejo de restos que se podían plantear, así como de tipos de suelo y de condiciones ambientales. Merino et al. (2004) también registraron descensos en parcelas donde se había retirado la cubierta arbórea en relación a parcelas donde no se había realizado, siendo estos descensos mucho menores en las zonas donde las fracciones gruesas de la biomasa arbórea habían permanecido sobre el terreno después de la corta y no se había alterado el horizonte orgánico. Se relacionaron estos resultados con el registro de unos menores valores de los procesos de respiración y descomposición en los tratamientos donde no se había planteado una mezcla mecánica de los horizontes orgánicos con el suelo mineral, tal y como ya habían apuntado otros autores (Keenan et al., 1994). De forma general, se puede afirmar que el mantener una cubierta protectora de residuos vegetales de corta sobre el terreno después del aprovechamiento arbóreo mejora el contenido de C orgánico del suelo mineral (Jurgensen et al., 1980; Bengtsson y Wikström, 1993; Olsson et al., 1996a; Takahashi e Ikeda, 1994),

descendiendo generalmente el valor de este parámetro en los casos en los que esta cubierta protectora no se plantea (Björkroth, 1983; Carlyle, 1993; Knoepp y Swank, 1997). Mahendrappa y Kingston (1994) registraron también un incremento de la descomposición de la materia orgánica, con mayor producción de  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{Al}_3^+$ , y mayores pérdidas de nutrientes por lixiviación, en parcelas taladas donde se habían retirado del monte todas las fracciones arbóreas que en aquellas zonas en las que no se habían alterado los horizontes orgánicos que proporcionaron una importante protección del suelo mineral. Finalmente, Romanyá et al. (1994) detectaron ascensos de hasta el 30 % en los niveles de C orgánico en el caso de mantener sobre el terreno los restos de corta con respecto a parcelas control donde no se había talado. En otros casos, la retirada del monte de los restos de corta no provocó cambios en los niveles de C orgánico, o los descensos no fueron significativos con respecto a zonas arboladas (Edwards y Ross-Todd, 1983; Mann et al., 1988; Hendrickson et al., 1989; Johnson et al., 1991a; Ritcher et al., 1995).

La biomasa de microorganismos representa sólo una pequeña parte de la materia orgánica del suelo (Díaz-Raviña et al., 1995). Fluctúa de forma estacional, en función de la humedad y la temperatura del suelo (Acea y Carballas, 1990; Joshi et al., 1991; Bauhus y Barthel, 1995). Esta circunstancia determina que el contenido de biomasa microbiana esté muy influenciado por las operaciones selvícolas, en especial por el manejo de los restos de corta y por las labores de preparación del terreno (Jurgensen et al., 1982), ya que este tipo de intervenciones modifican las condiciones ambientales del suelo. De este modo, este parámetro aumenta generalmente cuando los restos de corta se incorporan al terreno (Hendrickson et al., 1985; Ross et al., 1995; Pérez-Batallón et al., 2001), posiblemente como consecuencia del aporte de carbono disponible y de la mayor humedad y temperatura del suelo (Munson et al., 1993). Este aumento de temperatura que se produce por la mayor insolación al retirar los restos y que influye sobre la actividad de los microorganismos, afecta de forma indirecta a la descomposición de la materia orgánica y a la dinámica de  $\text{CO}_2$  del suelo (Bengtsson y Wikström, 1993; Björkroth, 1993). El laboreo mecanizado del terreno también produce un efecto similar, posiblemente porque durante estas labores se originan ambientes aeróbicos que favorecen el desarrollo de los microorganismos (Salonius, 1983). En algunas experiencias para especies del género *Pinus* y *Eucalyptus* se concluyó que la distribución sobre el terreno de los restos de corta incrementaba el valor de C en el suelo y reducía las pérdidas de nutrientes (Blumfield y Xu, 2003; O'Connell et al., 2004), además de mejorar la calidad de la materia orgánica del suelo (Mathers y Xu, 2003a,b). Por el contrario, la retirada de restos de corta suele derivar en descensos de la biomasa microbiana, como consecuencia de la menor disponibilidad de C y de la menor humedad del suelo (Hendrickson et al., 1985; Bauhus y Barthel, 1995; Ross et al., 1995). En Galicia, se han estudiado los aspectos relacionados con la variación estacional de la biomasa microbiana (Díaz-Raviña et al., 1995) y las alteraciones sobre biomasa producidos por el manejo de restos de corta y de la preparación del terreno (Pérez-Batallón et al., 2001).

El aprovechamiento arbóreo tiene también una influencia sobre la mineralización del N del suelo (Ryan et al., 1992). De este modo, después de la retirada de la cubierta arbórea es frecuente que aparezcan elevadas concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$  en el suelo, que se atribuyen al aumento de temperatura y humedad, así como a la falta de vegetación capaz de asimilar estos iones (Vitousek y Matson, 1985; Weston y Attiwill, 1996; Prescott, 1997; Kathryn y Lee Allen, 1999). En Galicia, la tasa de mineralización de N en un sistema forestal sin perturbar se ha cifrado en  $19 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Pérez-Batallón et al., 2001), lo que corresponde a lo observado en otras regiones templadas (Pastor et al., 1984). Después de la corta se produce una inmovilización de N, especialmente cuando los residuos se incorporan al suelo (Bauhus y Barthel, 1995; Weston y Attiwill, 1996), lo que también ha sido comprobado por Pérez-

Batallón et al. (2001) en sistemas forestales de Galicia. Estos autores estudiaron en una plantación de *Pinus radiata* la influencia de tres tipos de aprovechamiento de restos arbóreos de corta y de preparación del terreno sobre las tasas de mineralización y nitrificación, sobre el contenido de biomasa microbiana, y sobre los niveles de respiración del suelo. La incorporación de los restos vegetales al horizonte orgánico aumentó la actividad microbiana y la emisión de CO<sub>2</sub> del suelo, así como los mayores contenidos de N.

### **2.3.2.5. Influencia del manejo de la biomasa arbórea sobre los procesos respiración del suelo**

La emisión de CO<sub>2</sub> por parte de la superficie del suelo constituye el parámetro más empleado para determinar la intensidad de la actividad microbiana, así como los efectos sobre los procesos de mineralización (Tate, 1987). Se conoce también como respiración del suelo, y supone un buen indicador de los procesos y del estado del suelo, debido a que integra la actividad metabólica microbiana, vegetal y la de la microfauna (Schlentner y Van Cleve, 1985; Dulorey et al., 1996), incluyendo aspectos como la mineralización, la descomposición y el crecimiento vegetales (Singh y Gupta, 1997). Combina la respiración radical y la debida a los procesos de descomposición, llegando a constituir la segunda fuente en cuanto a importancia en relación a la contribución al ciclo global del carbono (Raich y Schlesinger, 1992). Así, la cantidad total de C que contiene el suelo es de dos a tres veces superior al C contenido en la biomasa arbórea (Bouwman, 1989). En el suelo, este gas se produce, fundamentalmente, a través del metabolismo de la microflora y de las raíces de las plantas, siendo la descomposición microbiana de compuestos orgánicos el proceso más importante que lo genera. Durante la descomposición una parte del C es devuelto a la atmósfera en forma de CO<sub>2</sub>, mientras que otra se transforma en otros compuestos más sencillos o se almacenan en las propias estructuras microbianas. Estos flujos de CO<sub>2</sub> entre la atmósfera y el suelo cumplen una función clave en el funcionamiento del ciclo global del C, por lo que la perturbación de los procesos que los regulan pueden modificar la concentración de CO<sub>2</sub> atmosférico. De hecho, entre las actividades que aumentan la emisión de este gas a la atmósfera destacan los cambios de uso de del suelo y su sobreexplotación, y entre ellas, la deforestación y las labores selvícolas (Staddon et al., 1999). El seguimiento de la emisión de CO<sub>2</sub> constituye por tanto una herramienta básica para constatar los efectos de las prácticas forestales sobre la conservación de suelos (Staddon et al., 1999).

Los trabajos que han estudiado la incidencia de las operaciones de manejo de los restos de corta tras el aprovechamiento arbóreo sobre el proceso de respiración del suelo han mostrado resultados contradictorios. Algunos trabajos han registrado incrementos de este parámetro tras la desaparición de la cubierta arbórea (Ewel et al., 1987; Gordon et al., 1987; Lytle y Cronan, 1998; Startsev et al., 1998; Londo et al., 1999), debido al aumento de los aportes de materia orgánica al suelo y al incremento de las tasas de descomposición (Covington, 1981; Smith et al., 1994a; Hendrickson et al., 1989; Olsson et al., 1996b; Jurgensen et al., 1997). En otras experiencias se dio el efecto contrario, con reducciones de las tasas de respiración después del aprovechamiento arbóreo, ligados fundamentalmente al descenso de la humedad edáfica (Edwards y Ross-Todd, 1983; Hendrickson et al., 1989; Mattson y Swank, 1989) y de la tasa de respiración de las raíces vivas (Brumme, 1995). Finalmente, en algunas ocasiones no se ha encontrado relación entre este parámetro y los tratamientos de manejo de restos planteados (Fernández et al., 1993; Toland y Zak, 1994).

De forma general se ha comprobado que en la zona templada húmeda las emisiones de CO<sub>2</sub> pueden aumentar considerablemente después de la tala final (Houghton et al., 1983; Hendrickson et al., 1985) o los aclareos (Brumme, 1995). En zonas de clima mediterráneo, sin

embargo, se ha observado el efecto contrario (Edwards y Ross-Todd, 1983; Hendrikson et al., 1985; Matson y Swank, 1989). Estas diferentes respuestas parecen estar relacionadas con la modificación de las condiciones ambientales del suelo ocasionadas después de la retirada de la cubierta arbórea y que están determinadas, en parte, por los diferentes tratamientos que pueden recibir los residuos generados durante la corta (Pérez-Batallón et al., 2001). En la Tabla 2 se recogen los resultados de algunos trabajos que han evaluado la respuesta de la respiración del suelo tras la eliminación de la cubierta arbórea.

**Tabla 2.** Resultados sobre la emisión de CO<sub>2</sub> en la superficie del suelo después del aprovechamiento forestal en diferentes trabajos.

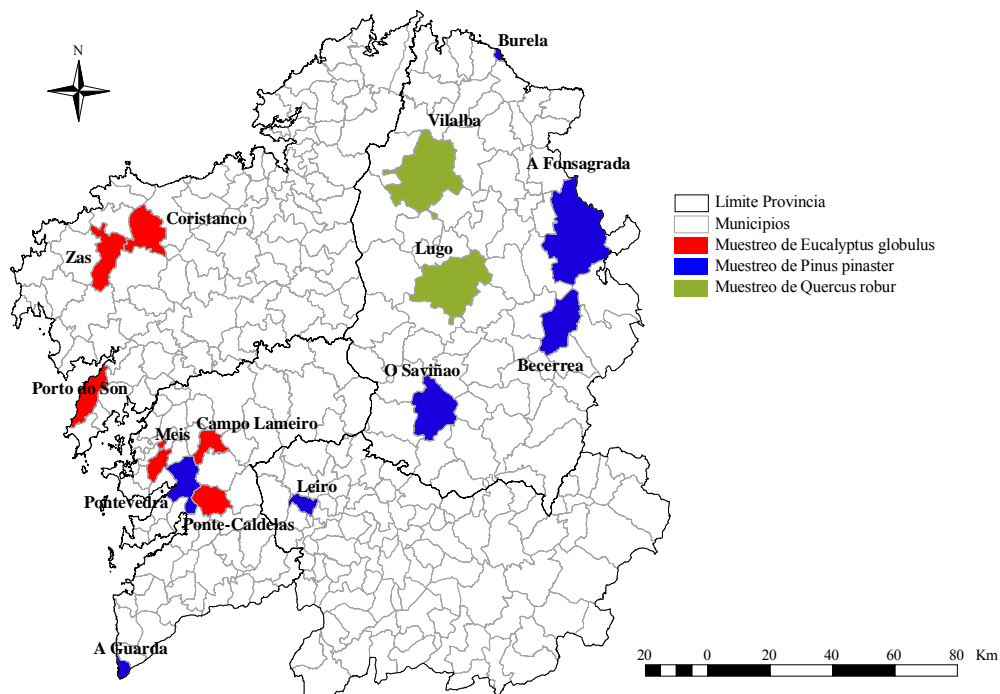
Especie	Efecto sobre SSCE	Referencia
<i>Pinus contorta</i>	Incremento de la respiración del suelo	Startsev et al. (1998)
Caducifolias	Incremento de la respiración del suelo	Londo et al. (1999)
Mixto conífera-caducifolia	Incremento de la respiración del suelo	Hendrickson et al. (1989)
Caducifolias	No hay efectos sobre la respiración del suelo	Toland y Zak (1994)
Caducifolias	No hay efectos sobre la respiración del suelo	Fernández et al. (1993)
Coníferas	No hay efectos sobre la respiración del suelo	Fernández et al. (1993)
Caducifolias	Descenso de la respiración del suelo	Edwards y Ross-Todd (1983)

### 3. Material y Métodos

#### 3.1. MODELIZACIÓN DE LA BIOMASA ARBÓREA Y CARACTERIZACIÓN NUTRICIONAL DE LOS SISTEMAS FORESTALES DE *Eucalyptus globulus*, *Pinus pinaster* Y *Quercus robur*

##### 3.1.1. Área de estudio

La determinación de la biomasa arbórea y la caracterización nutricional de las masas de *Eucalyptus globulus*, *Pinus pinaster* y *Quercus robur* en Galicia se fundamentó en la toma de datos y análisis de diferentes parámetros en masas de estas especies en diferentes lugares de la geografía gallega. Para ello se instalaron parcelas temporales en las que se estudiaron diferentes parámetros dendrométricos, dasométricos y edáficos, y en las que se realizaron los muestreos destructivos necesarios para la modelización de la biomasa arbórea. Todas las masas estudiadas eran monoespecíficas, con un máximo del 10 % de pies de otras especies en el estrato arbóreo, y ocupaban una superficie mínima de 1 ha, lo que facilita que al instalar parcelas de medición se eviten problemas evidentes de ecotonía o efecto borde. Se estudiaron un total de seis masas de *Eucalyptus globulus*, siete de *Pinus pinaster* y cuatro de *Quercus robur*. En la Figura 3 aparecen reflejados los municipios en los que se realizó el muestreo.



**Figura 3.** Localización de las parcelas de muestreo para *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus* y *Quercus robur*.

Las seis masas estudiadas de *Eucalyptus globulus* se distribuyen en otros tantos municipios. De igual forma sucede para las masas de *Pinus pinaster*. En este caso, la parcela de Leiro únicamente se realizó el muestreo de la biomasa arbórea, y no el muestreo para la caracterización nutricional de todos los elementos del sistema. Las tres especies consideradas en este trabajo son las más importantes de Galicia en lo que a superficie ocupada se refiere, según se desprende de la Tabla 3 donde se recogen los valores aportados por el 3<sup>er</sup> Inventario Forestal Nacional en relación a la superficie forestal arbolada por formación dominante (Xunta de Galicia, 2001).

**Tabla 3.** Superficie forestal arbolada en Galicia por formación forestal dominante según los datos del 3<sup>er</sup> Inventario Forestal Nacional. Fuente: XUNTA DE GALICIA (2001).

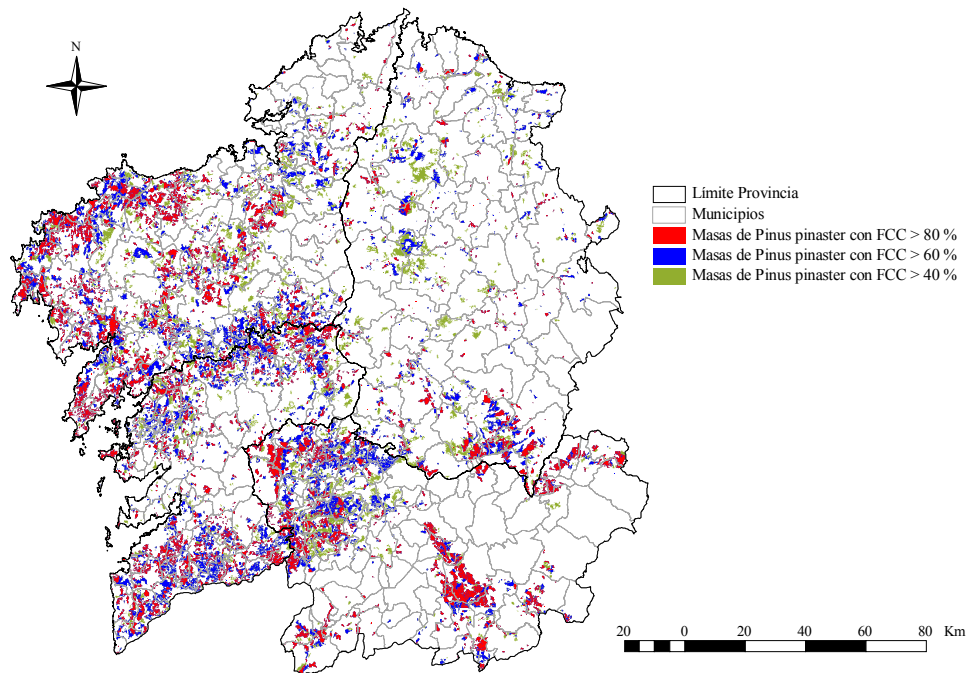
Especie	Superficie (ha)	Porcentaje (%)
<i>Pinus pinaster</i>	383.631,78	27,30
<i>Quercus robur</i>	187.788,97	13,36
<i>Eucalyptus globulus</i>	174.210,40	12,40
<i>Pinus pinaster</i> y <i>Eucalyptus globulus</i>	159.413,93	11,34
<i>Quercus pyrenaica</i>	100.503,78	7,15
<i>Pinus sylvestris</i>	63.195,60	4,50
<i>Pinus radiata</i>	59.198,27	4,21
<i>Castanea sativa</i> y otras frondosas	45.518,25	3,24
<i>Pinus pinaster</i> y otras frondosas	37.982,25	2,70
<i>Pinus pinaster</i> , <i>Eucalyptus globulus</i> y <i>Quercus robur</i>	33.781,91	2,40
<i>Quercus robur</i> , <i>Eucalyptus globulus</i> y otras frondosas	28.940,38	2,06
Matorral con arbolado ralo y disperso	105.830,00	7,53
Árboles de ribera	25.455,69	1,81
TOTAL	1.405.451,21	100

En la Tabla 4 se presentan los datos de superficie ocupada por estas tres especies en Galicia, bajo diferentes hipótesis de trabajo a partir de los datos aportados por “O Monte Galego en Cifras” (Xunta de Galicia, 2001), donde se recogen los datos del 3<sup>er</sup> Inventario Forestal Nacional para esta Comunidad. En relación a la información aportada por el mapa forestal, a cada tesela se le asigna un total de tres especies arbóreas, denotadas como Sp1, Sp2 y Sp3, que se corresponden con las tres de mayor cobertura en esa superficie. A cada una de ellas se le asigna un porcentaje de ocupación de la tesela, esto es, su grado de presencia con respecto al total de especies existentes. La Tabla 4 recoge los valores de superficie ocupada por *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus* y *Quercus robur* en Galicia, considerando en los tres casos a estas especies como Sp1 en cada tesela, es decir, la especie de mayor ocupación. Además, se han planteado para cada una de ellas tres posibilidades de ocupación dentro de cada tesela:  $\geq 40\%$ ,  $\geq 60\%$  y  $\geq 80\%$ .

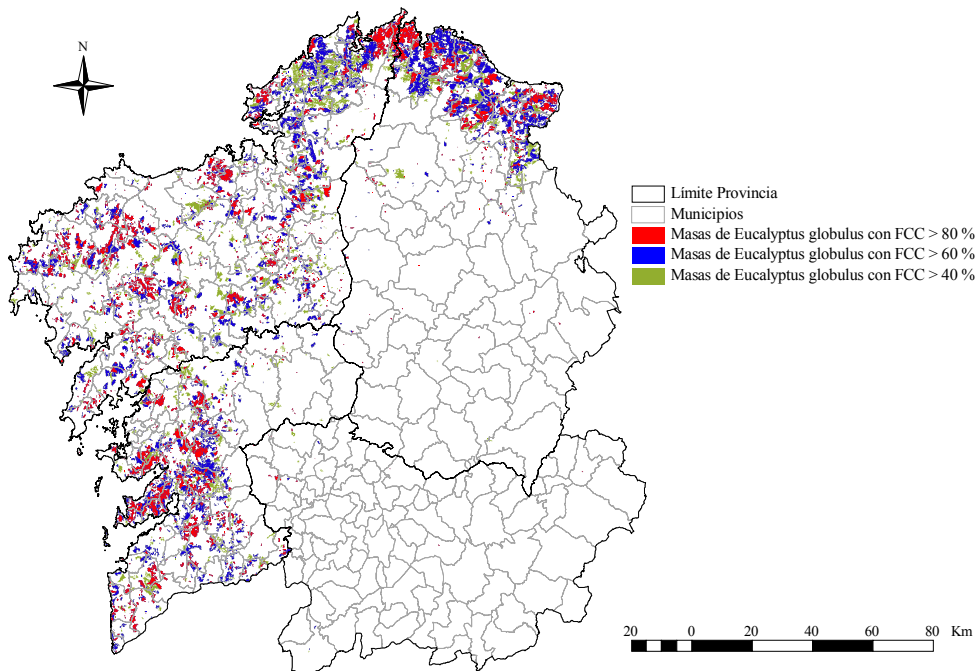
**Tabla 4.** Superficie forestal arbolada de *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus* y *Quercus robur* en Galicia, considerando a estas especies como dominantes en cada caso y planteando tres alternativas de ocupación de las teselas del mapa forestal.

Especie	Superficie (ha)		
	Ocupación $\geq 40\%$	Ocupación $\geq 60\%$	Ocupación $\geq 80\%$
<i>Pinus pinaster</i>	469.513,2	353.085,1	187.982,9
<i>Quercus robur</i>	224.836,0	110.213,6	32.795,9
<i>Eucalyptus globulus</i>	286.861,8	218.193,3	98.548,8

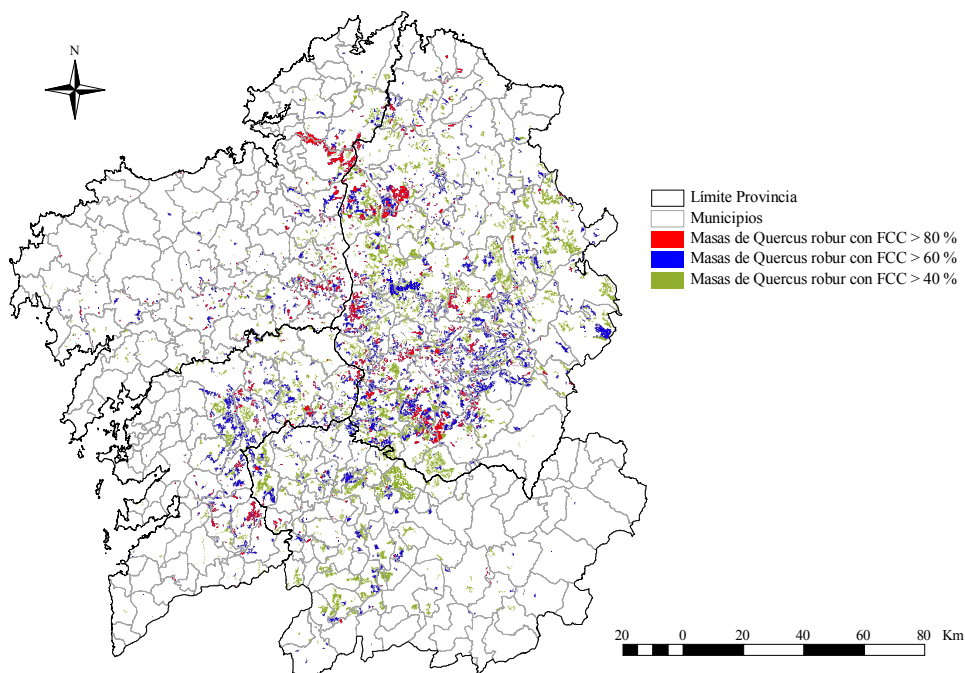
En las Figuras 4, 5 y 6 se muestran los mapas de distribución de las tres especies objeto de estudio bajo los tres porcentajes de ocupación planteados anteriormente.



**Figura 4.** Superficie ocupada por *Pinus pinaster* en Galicia (teselas con ocupación  $\geq 40\%$ ,  $\geq 60\%$  y  $\geq 80\%$ , y donde *Pinus pinaster* es la especie dominante). Fuente: Elaboración propia a partir del mapa y de la base de datos del Tercer Inventario Forestal Nacional.



**Figura 5.** Superficie ocupada por *Eucalyptus globulus* en Galicia (teselas con ocupación  $\geq 40\%$ ,  $\geq 60\%$  y  $\geq 80\%$ , y donde *Eucalyptus globulus* es la especie dominante). Fuente: Elaboración propia a partir del mapa y de la base de datos del Tercer Inventario Forestal Nacional.



**Figura 6.** Superficie ocupada por *Quercus robur* en Galicia (teselas con ocupación  $\geq 40\%$ ,  $\geq 60\%$  y  $\geq 80\%$ , y donde *Quercus robur* es la especie dominante). Fuente: Elaboración propia a partir del mapa y de la base de datos del Tercer Inventario Forestal Nacional.

### 3.1.1.1. Caracterización de los sistemas de *Eucalyptus globulus*

*Eucalyptus globulus* es la tercera especie en importancia en Galicia en cuanto a superficie ocupada se refiere. Aparece fundamentalmente en forma de plantaciones monoespecíficas (174.000 ha), y en menor medida formando masas mixtas con frondosas (29.000 ha) o con *Pinus pinaster* (160.000 ha) (Xunta de Galicia, 2001). Las existencias ascienden a alrededor de 35 millones de  $m^3$ , empleándose la madera en la producción de pasta de papel (53 %), tableros (36 %) y madera aserrada (11 %) (Bermúdez y Touza, 2000). En los últimos años se ha convertido en la especie más empleada en repoblación en Galicia (Álvarez, 2004) debido a su elevada productividad.

El método de beneficio generalmente empleado es el de monte bajo, con cortas a matarrasa a turno de máxima renta en especie. De esta forma, el esquema más general es plantear inicialmente una plantación, que da lugar a un primer turno en monte alto, seguido de cortas a matarrasa sucesivas hasta que una nueva plantación renueva las cepas agotadas tras 3 ó 4 turnos de 12 a 20 años. Los crecimientos medios varían en función de la calidad de estación, determinada básicamente por los aspectos climáticos y edáficos (Calvo de Anta, 1992), del número de turno o rotación en la que se encuentre la plantación (Fernández López, 1982) y de las técnicas selvícolas empleadas (fertilización, calidad de planta, control de vegetación adventicia) (González Río et al., 1997). El rango general de productividad oscila entre 10 y 40  $m^3 ha^{-1} año^{-1}$ , con una media de 20  $m^3 ha^{-1} año^{-1}$ .

Las características de las seis plantaciones de *Eucalyptus globulus* estudiadas figuran en la Tabla 5. Se localizan en las provincias de A Coruña y Pontevedra. Se distribuyen según un rango altitudinal comprendido entre los 140 y los 390 metros.

**Tabla 5.** Localización y características fisiográficas y dasométricas de las seis masas de *Eucalyptus globulus* seleccionadas.

Localización	Material geológico	Pendiente (%)	Altitud (m)	Edad (años)	N (pies/ha)	G (m <sup>2</sup> /ha)	$d_g$ (cm)	$\bar{h}$ (m)	$h_{dom}$ (m)
Coristanco (A Coruña) (1)	Anfibolita	16,2	270	18 (3ª rot)	2400	34	13,4	21,6	26,77
Zas (A Coruña) (2)	Gneis	3,0	260	14 (3ª rot)	2250	29,5	12,9	18,95	23,7
Porto do Son (A Coruña) (3)	Granito	29,8	190	18 (2ª rot)	2100	39,8	15,4	19,39	25,8
Meis (Pontevedra) (4)	Granito	4,2	140	24 (2ª rot)	1150	49,6	23,5	29,53	35,67
Campo Lameiro (Pontevedra) (5)	Granito	4,5	390	16 (2ª rot)	1250	30,7	17,7	21,53	23,7
Ponte Caldelas (Pontevedra) (6)	Granito	9,9	320	13 (3ª rot)	1200	22,3	15,3	21,41	25,07
<i>Media</i>		11,3	262	17	1725	34,3	16,4	22,07	26,79
<i>Desv. típ.</i>		10,3	89	4	583	9,4	3,9	3,83	4,51

N: densidad; G: área basimétrica;  $d_g$ : diámetro medio cuadrático;  $\bar{h}$ : altura media;  $h_{dom}$ : altura dominante; rot.= rotación

Todas las plantaciones estudiadas se acercaron o sobrepasaron ligeramente el turno de máxima renta en especie, oscilando las edades entre los 13 y los 24 años. Las preparaciones del terreno realizadas en estas masas no plantearon actuaciones de fertilización ni alteraron en gran medida el perfil del suelo. En todos los casos se trataba de segundas o terceras rotaciones en monte bajo después de cortas a matarrasa con selección posterior de brotes. En lo que respecta al número de brotes a dejar, el criterio generalmente seguido es el de dejar tantos como pies se plantaron en un primer momento. La mortalidad esperable y el hecho de que algunas cepas no broten motiva que el número de brotes que se deja en pie supere el número de cepas, normalmente seis brotes por cada cuatro cepas.

El sotobosque de estas masas se compone fundamentalmente de *Ulex minor*, *Pteridium aquilinum* y diferentes *Ericas*, especialmente *Erica cinerea*, *Erica ciliaris* y *Erica umbellata*. También es frecuente la presencia de *Daboecia cantabrica*, *Deschampsia flexuosa*, *Rubus* sp., *Cytisus striatus* y *Calluna vulgaris*.

Cinco de las masas estudiadas (parcelas 2, 3, 4, 5 y 6) se asientan sobre rocas graníticas (granitos y gneises), y la restante (parcela 1) sobre rocas básicas (anfibolitas). Las rocas de composición granítica se caracterizan por su elevado contenido en silicio y aluminio y su bajo contenido en elementos alcalinos (Na y K) y en alcalinotérreos (Ca y Mg). El grado de alteración es variable dependiendo, sobre todo, de los procesos tectónicos que le hayan afectado. En las zonas próximas a fallas o fracturas el granito presenta una profunda meteorización. En cambio, en áreas no tectonizadas es frecuente que los suelos sean delgados y que incluso se produzcan afloramientos rocosos de cierta importancia.

Los suelos suelen ser bastantes someros, con profundidades que oscilan entre 35 y 65 cm. La textura es normalmente de tipo franco arenoso. Lo más habitual es encontrar leptosoles o cambisoles de marcado carácter ácido, buen drenaje y baja fertilidad. El horizonte A suele ser ócrico ó úmbrico, bastante desarrollado, con un perfil de tipo A-C. En el caso de la parcela 2 y 4 el suelo es un cambisol dístico, de mayor profundidad, con un horizonte B poco profundo.

En cuanto a las características químicas, se trata de suelos bastante ricos en materia orgánica, la relación C/N es siempre menor de 16 en el horizonte mineral superficial, y presenta una reacción fuertemente ácida. La textura arenosa o franco-arenosa y la abundancia de minerales de baja carga condicionan unos niveles de CICE muy bajos. En relación a esta acidez y a la baja CICE, los niveles de elementos alcalinos y de P son muy bajos. Estas propiedades se pueden considerar como propias de los suelos sobre este material geológico en Galicia (Macías y Calvo de Anta, 2001). Diferentes trabajos atestiguan que el P se muestra como el elemento más limitante, tanto en los eucaliptos gallegos (Gil-Sotres y Díaz-Fierros, 1982; Calvo de Anta, 1992) como en los de otras zonas de elevada producción forestal (Stewart et al., 1990; Mc Laughlin, 1996). También en otros trabajos se concluye que es

frecuente encontrar deficiencias de Ca, Mg y K en estas masas, principalmente como consecuencia del fuerte carácter ácido de los suelos (Calvo de Anta, 1992), y en el caso particular del K, motivado por la presencia de minerales expandibles que lo fijan (Rubio y Gil-Sotres, 1997).

### 3.1.1.2. Caracterización de los sistemas de *Pinus pinaster*

La superficie ocupada por masas monoespecíficas de *Pinus pinaster* (pino gallego) en Galicia asciende a 383.000 ha, mientras que 235.000 ha corresponden a masas mixtas con frondosas (fundamentalmente *Eucalyptus globulus*) (Xunta de Galicia, 2001). Esta especie se conoce vulgarmente como pino del país, pino marítimo o piñeiro bravo, y está presente en España en forma de dos subespecies: la atlántica, que ocupa Galicia y el occidente asturiano y la mediterránea, que ocupa el resto del área española. Las masas actuales son el resultado de repoblaciones realizadas en las últimas décadas o de regeneración natural sucesiva a partir fundamentalmente de antiguas repoblaciones realizadas por la Administración Forestal y por propietarios privados (Rodríguez-Soalleiro, 1995). En Galicia esta especie parece haber estado presente de forma natural, aunque muy localizada y asociada a arenales costeros. La mayor expansión de su área se debe a la acción humana, ya que fue ampliamente empleada en repoblación desde el siglo XVIII (Rodríguez-Soalleiro, 1995). En el siglo XX son las administraciones públicas las que con sus programas de repoblación aumentan en gran medida su superficie ocupada, consiguiendo unos resultados desiguales, ya que en muchos casos se empleó en condiciones estacionales muy limitantes para esta especie, o bien se partió de semilla de origen no adecuado (Rodríguez-Soalleiro et al., 1997). En la actualidad supone la segunda especie más empleada en nuestra comunidad en repoblación (Álvarez, 2004) debido a su frugalidad, a su rápido crecimiento y a la elevada capacidad de producción de una madera con múltiples destinos tecnológicos, por lo que resulta una alternativa productiva muy válida (Rodríguez-Soalleiro, 1995). Es enormemente frugal, siendo capaz de desarrollarse sobre suelos muy someros, arenosos y poco fértiles. Una silvicultura racional de esta especie debería mantener la regularidad de la masa, de forma que partiendo de plantaciones o de regenerados naturales se realizasen cortas intermedias que bajasen la densidad y dejarasen para la corta final los mejores pies. Lo más habitual en Galicia en la actualidad es encontrar densidades iniciales de 1100-1700 pies ha<sup>-1</sup> para finalizar con 400-700 pies ha<sup>-1</sup>, en turnos de 30 a 45 años, destinándose la madera a las industrias de tablero, aserraderos o para la producción de chapa. En las mejores calidades proporciona unos crecimientos medios máximos en torno a 20 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. En bastantes ocasiones en los montes de propiedad privada se realizan cortas antiselvícolas en las que se entresacan los árboles de mejores características. Se produce de esta forma una selección genética negativa ya que se dejan en pie individuos que normalmente han estado muy sometidos, que carecen de vigor y que siempre tendrán malas características de forma y crecimiento. La masa resultante se caracteriza por la presencia de árboles de diferentes edades, por lo que se produce una situación de irregularidad o semirregularidad (Rodríguez-Soalleiro, 1995).

El sotobosque está formado frecuentemente por *Pteridium aquilinum*, *Calluna vulgaris*, *Ulex europaeus*, *Ulex nanus*, *Erica australis* y *Daboecia cantabrica*. Frecuentemente aparecen pies menores de *Frangula alnus*, *Quercus robur* y *Pyrus cordata* (Rodríguez-Soalleiro, 1995).

Las seis masas forestales de *Pinus pinaster* ssp. atlántica seleccionadas se sitúan en los términos municipales de Becerreá, A Fonsagrada, Burela y O Saviñao, en la provincia de Lugo, y Oia y Campañó en la provincia de Pontevedra. Todas ellas presentaban buen estado fitosanitario, y todos los pies habían crecido en condiciones de competencia. Tres de ellas son representativas de las masas de la Galicia costera y las restantes de la Galicia interior. La

división entre las dos zonas es coincidente con las áreas de mejora de la especie marcadas por el Plan de Mejora Genética Forestal de Galicia (Vega et al., 1993), que a su vez se fundamentó en estudios climáticos previos (Toval y Vega, 1982). En cada una de ellas es evidente la diferente pauta de crecimiento de la especie, derivada tanto de condiciones climáticas como del origen del material empleado en la repoblación. Así, los montes del interior generalmente manifiestan un mayor crecimiento en diámetro de los pies, mayores porcentajes de corteza y desarrollos mediocres en altura, diferenciándose de la evolución teórica de los rodales costeros (Pita y Moreno, 1973).

Las masas se han seleccionado para este estudio presentan una superficie mínima de una hectárea, son monoespecíficas, en monte alto regular o coetáneo, ya que proceden de repoblación, a excepción de las que se localizan en Pontevedra, donde los pies proceden de regeneración natural. En todos los casos se rondaba el final de turno, con edades entre 34 y 44 años (Tabla 6).

**Tabla 6.** Localización y características fisiográficas y dasométricas de las seis masas de *Pinus pinaster* seleccionadas.

Localización	Material geológico	Pendiente (%)	Altitud (m)	Edad (años)	N (pies/ha)	G (m <sup>2</sup> /ha)	$d_g$ (cm)	$\bar{h}$ (m)	$h_{dom}$ (m)
Becerreá (Lugo) (1)	Pizarra	29,1	800	43	900	88,7	35,4	20,9	21,47
A Fonsagrada (Lugo) (2)	Pizarra	35,1	627	39	955	78,7	32,4	16,18	17,95
O Saviñao (Lugo) (3)	Esquistos	1,3	656	42	919	67	30,5	20,06	20,84
A Guarda (Pontevedra) (4)	Granito	30,1	160	44	396	51,4	40,7	21,29	23,76
Campaño (Pontevedra) (5)	Gneis	16,1	184	34	693	56,9	32,3	21,56	22,44
Burela (Lugo) (6)	Granito	27,6	300	43	764	46	27,7	15,56	16,34
<i>Media</i>		23,2	454	40,3	805	66,4	32,9	19,26	20,47
<i>Desv. típ.</i>		12,4	273	3,6	247	19,5	4,4	2,68	2,80

N: densidad; G: área basimétrica;  $d_g$ : diámetro medio cuadrático;  $\bar{h}$ : altura media;  $h_{dom}$ : altura dominante.

Lo habitual es que no se haya planteado un correcto esquema selvícola de claras, de forma que las densidades definitivas son excesivamente elevadas. En tres de las masas estudiadas en Lugo no se ha realizado ninguna clara, y solo una de las masas de Pontevedra presenta una densidad al final del turno próxima a las que se plantean como recomendables en la actualidad. Estamos pues, ante masas adultas, de diferentes calidades y normalmente con altas densidades. Se distribuyen en un rango altitudinal muy amplio, que oscila entre los 160 y los 800 metros, cota ciertamente limitante para esta especie, con pendientes que fluctúan entre 1,3-35 %.

Los suelos sobre los que se asientan estas masas son bastantes someros, sueltos, ligeros, y poco fértiles, desarrollados sobre rocas silíceas como granitos (parcelas 4 y 6) y gneis (parcela 5), y en otros casos sobre pizarras (parcelas 1 y 2) y esquistos pizarrosos (parcela 3), con profundidades que oscilan entre 25 y 65 cm.

En el caso de las rocas metamórficas de bajo grado (esquistos y pizarras) muestran un comportamiento similar al de los granitos ya que son ricas en cuarzo y moscovita (minerales resistentes). En la textura de estos suelos predomina el tamaño limo. Igual que en el caso de los suelos sobre rocas graníticas, la textura franco-arenosa y la abundancia de minerales de baja carga (filosilicatos 1:1 poco cristalinos, oxihidróxidos de Fe y pequeñas cantidades de clorita y micas) (Silva et al., 1984; Macías y Calvo de Anta, 2001) justifican la escasa capacidad de intercambio catiónico.

Tres de las masas estudiadas (parcelas 4, 5 y 6) se asientan sobre rocas graníticas (granitos y gneises). Las rocas de composición granítica se caracterizan por su elevado contenido en silicio y aluminio y su bajo contenido en elementos alcalinos (Na y K) y en alcalinotérreos (Ca y Mg).

Los suelos de las parcelas 1, 4 y 6 son Regosoles úmbricos o dístricos, con una profundidad de 25 a 35 cm, normalmente con un horizonte A ócrico o húmbrico y un horizonte C de escasa profundidad. En el caso de la parcela 2 se trata de un umbrisol húmico, formado por un horizonte Ah y un horizonte AB, ambos de tipo úmbrico. Las parcelas 3 y 5 se asientan sobre cambisoles dístricos, de mayor profundidad, con un horizonte A ócrico y un B cámbico no excesivamente evolucionado. En todos los casos la textura es franco-arenosa, la pedregosidad baja o moderada y hay un buen drenaje.

### **3.1.1.3. Caracterización de los sistemas de *Quercus robur***

El carballo es la segunda especie en importancia de Galicia en cuanto a superficie se refiere, con 188.000 ha de masas monoespecíficas, que representan el 9,4 % de la superficie total arbolada (Xunta de Galicia, 2001). De esta superficie, el 60 % corresponde a la provincia de Lugo (Barrio, 2003). Estas masas constituyen las formaciones forestales clímax de gran parte del territorio gallego desde el nivel del mar hasta los 1500 m. Con respecto al origen, composición y estructura, estas masas cubren el amplio espectro de posibilidades que esta especie plantea en el territorio gallego, caracterizado por una importante variabilidad (Barrio, 2003). Las operaciones de roturación del monte para cultivo agrícola o para la creación de pastos, así como la falta de ordenación de estos montes han dado lugar a una situación actual en la que estas masas se encuentran muy degradadas, aparecen de forma discontinua y son de pequeña extensión, con bajas densidades, deficiente distribución de edades y un mal estado sanitario (Barrio, 2003). Se pueden encontrar numerosas tipologías de masa, en función de cómo se conjugan una serie de factores, como pueden ser el grado de dominancia de esta especie, la situación geográfica y topográfica, y sobre todo si han sido sometidas a algún tipo de tratamiento selvícola. La conjunción de estos factores motiva que sea posible encontrar rodales cerrados dominados por roble o bien otros más o menos aclarados, donde podemos encontrar diferentes estructuras de masa: rodales formados por árboles descabezados o trasmochados; masas en monte bajo con escaso valor comercial normalmente con densidades muy elevadas; rodales con pies de buen porte forestal y buen desarrollo (en muchos casos fustales sobre cepa); rodales formados por pies mayoritariamente con portes y desarrollos deficientes con apariencia de fustal (en muchos casos fustales sobre cepa); o bien rodales formados por regenerados naturales en terrenos agrícolas abandonados y en terrenos de monte raso (Barrio, 2003). Lo habitual es que sobre estas masas no se haya desarrollado programas de gestión, y las intervenciones antrópicas se han centrado fundamentalmente en la realización de cortas de entresaca por huroneo sobre los mejores ejemplares de la masa (Ximénez de Embún, 1977; Ruiz de la Torre y Ceballos, 1979; Costa et al., 1997). Aunque los aprovechamientos que históricamente se han realizado en las carballeiras han sido muy diversos, en buena parte siempre han estado relacionados con la producción de leñas. En este sentido, el trasmochado ha sido habitualmente empleado, técnica que provoca un cambio radical en el porte natural del árbol.

Para el presente trabajo se han estudiado cuatro masas adultas de *Quercus robur*, algunas de cuyas características figuran en la Tabla 7.

En lo que respecta a la estructura, estas masas se caracterizan por presentar pies con un correcto porte forestal y un buen desarrollo, en muchos casos fustales sobre cepa formando masas regulares o semirregulares. Todas ellas pertenecen al tipo de carballeira montana húmeda e hiperhúmeda (*Myrtillo-Quercetum roboris*) (Silva-Pando y Rigueiro, 1992; Izco et al., 1999; Rigueiro, 2002), que suele aparecer en las tierras interiores y meridionales de Galicia. Entre las especies que suelen acompañar al carballo destacan *Vaccinium myrtillus*,

*Erica arborea*, *Pyrus cordata*, *Frangula alnus*, *Corylus avellana*, *Ilex aquifolium*, *Castanea sativa* y *Acer pseudoplatanus* (Rigueiro, 2002).

**Tabla 7.** Localización y características fisiográficas y dasométricas de las seis masas de *Quercus robur* seleccionadas.

Localización	Material geológico	Pendiente (%)	Altitud (m)	N (pies/ha)	G (m <sup>2</sup> /ha)	$d_g$ (cm)	$\bar{h}$ (m)	$h_{dom}$ (m)
Lanzós (Lugo) (1)	Granito	25	490	610	55,92	34,1	15,8	17,6
Santaballa (Lugo) (2)	Esquistos	3	450	427	28,56	29,2	18,4	20,4
Vilalba (Lugo) (3)	Esquistos	16	470	620	31,84	25,5	16,9	19,6
Outerio de Rei (Lugo) (4)	Granito	15	510	665	27,81	23,1	12,7	14,1
<i>Media</i>		14,8	480	580	36,02	28,0	16,0	17,9
<i>Desv. típ.</i>		9,0	25	105	13,41	4,8	2,4	2,8

N: densidad; G: área basimétrica;  $d_g$ : diámetro medio cuadrático;  $\bar{h}$ : altura media;  $h_{dom}$ : altura dominante.

Las masas muestreadas se sitúan en valles relativamente húmedos, con suelos frescos de carácter ácido. Los suelos de las parcelas 1 y 4 se desarrollan sobre granitos. En ambos casos se trata de umbrisoles húmicos, con un horizonte Ah y un horizonte AB bastante profundo, ambos de tipo úmbrico. Los suelos de las parcelas 2 y 3 se asientan sobre esquistos. Se trata de cambisoles dístricos, con un horizonte A ócrico o úmbrico y un B cámbico no muy evolucionado.

Como propiedades físicas más destacables se encuentran la textura franco-arenosa, pedregosidad moderada o baja, y buen drenaje. En cuanto a las características químicas, los suelos son ricos en materia orgánica, la relación C/N es intermedia y presenta una reacción fuertemente ácida.

### 3.1.2. Modelización de la biomasa arbórea

#### 3.1.2.1. Proceso de muestreo para la determinación de la biomasa arbórea

Las labores de campo para la determinación y modelización de la biomasa arbórea se fundamentaron en el apeo y posterior análisis y toma de muestras de 125 pies de *Pinus pinaster*, 75 de *Eucalyptus globulus* y 31 de *Quercus robur*. En el caso de *Pinus pinaster* 75 de los árboles fueron apeados en las seis masas descritas anteriormente, mientras que los otros 50 procedieron de una masa de 10 años que no se consideró para la caracterización nutricional de los sistemas forestales de esta especie.

Se comenzó en cada una de las 16 masas estudiadas con el replanteo y montaje de una parcela temporal rectangular, de dimensiones variables en función de la densidad de la masa, de forma que en cada una de ellas se pudiese contar con un mínimo de 35-40 árboles representativos, evitando en la medida de lo posible el efecto borde. Este replanteo se realizó con distanciómetro electrónico, escuadra óptica y jalones, procurando que el lado mayor del rectángulo de la parcela fuese sensiblemente paralelo a las curvas de nivel. Las variables básicas medidas fueron las siguientes:

- Diámetro normal de todos los pies inventariables en dos direcciones: una siguiendo las curvas de nivel y otra en su perpendicular. El diámetro normal se calculó como la media aritmética de estos dos valores. La medición se ha realizado con forcípula de precisión milimétrica. El diámetro normal mínimo inventariable establecido fue de 5 cm.

- Altura total de al menos el 30 % de los pies inventariados, siendo el número de pies a medir en cada clase diamétrica proporcional al porcentaje representado por cada una de ellas. La medición se realizó con hipsómetro Vertex III de precisión centimétrica.
- Altura de los pies dominantes siguiendo el criterio de Assmann, siendo, por tanto, la correspondiente a la altura media de los 100 pies más gruesos por hectárea.

En cada una de las masas estudiadas se seleccionaron entre 10-14 árboles, que fueron apeados y a los que se les aplicó un muestreo destructivo para determinar la distribución por fracciones de su biomasa. Su elección se fundamentó principalmente en la distribución diamétrica, de modo que el número de árboles cortados de cada clase diamétrica fuese proporcional al porcentaje de cada una de ellas con respecto al total. Además de este criterio diamétrico se pretendía que los árboles seleccionados no mostrasen malformaciones en tronco o copa, o desarrollos anómalos o desequilibrados motivados por su proximidad a claros o bordes de masa o pista.

En el caso del *Pinus pinaster* todas las masas muestreadas están próximas al final del turno, pero al no haber sido sometidas a un programa intenso de claras, están representadas un número bastante alto de clases diamétricas, pese a ser masas regulares o coetáneas. De esta forma, aunque la mayoría de los pies son de elevados diámetros y conforman el estrato superior de árboles dominantes y codominantes, existe una minoría de pies intermedios y dominados de diámetro inferior. Así, los árboles de mayores diámetros que se apearon fueron árboles dominantes y, fundamentalmente, codominantes. En el caso de los de menores diámetros se trataba de pies normalmente intermedios, en los que se buscaba que la copa estuviese equilibrada y no presentase, a ser posible, demasiadas ramas muertas.

En cada uno de estos árboles seleccionados la biomasa arbórea fue dividida en las siguientes fracciones: madera (hasta 7 cm en punta delgada con corteza), corteza, ramas gruesas (diámetro en la inserción con el tronco o con una rama superior entre 2 y 7 cm), ramas finas (diámetro en la inserción con el tronco o con una rama superior entre 0,5 y 2 cm), ramillos (diámetro menor de 0,5 cm en la inserción con el tronco o con una rama superior) y hojas o acículas. Las ramas gruesas, ramas finas y ramillos se han analizado, tanto para aspectos de biomasa como de nutrición, como fracciones íntegras formadas por madera más ritidoma.

En campo, y para cada uno de los árboles apeados se pesaron en verde la totalidad de las fracciones con una báscula que proporcionaba una precisión de hasta 100 g. La madera y la corteza se pesaron en campo de forma conjunta. Además, se cubicaron todas las trozas con y sin corteza para el cálculo posterior de la densidad de la madera. Cuando las trozas eran de unas dimensiones tales que impedían su pesaje en campo, se procedió inicialmente a cubicarlas, tal y como se hizo con las trozas que sí fueron pesadas, empleando la fórmula de Smalian, que responde a la siguiente expresión:

$$V = \frac{\pi}{320000} \cdot [(db_1 + db_2)^2 + (dp_1 + dp_2)^2] \cdot l \quad [52]$$

donde  $V$  = volumen de la troza ( $m^3$ )  
 $db_i$  = diámetros tomados en cruz en la base de la troza (cm)  
 $dp_i$  = diámetros tomados en cruz en la punta de la troza (cm)  
 $l$  = longitud de la troza (m)

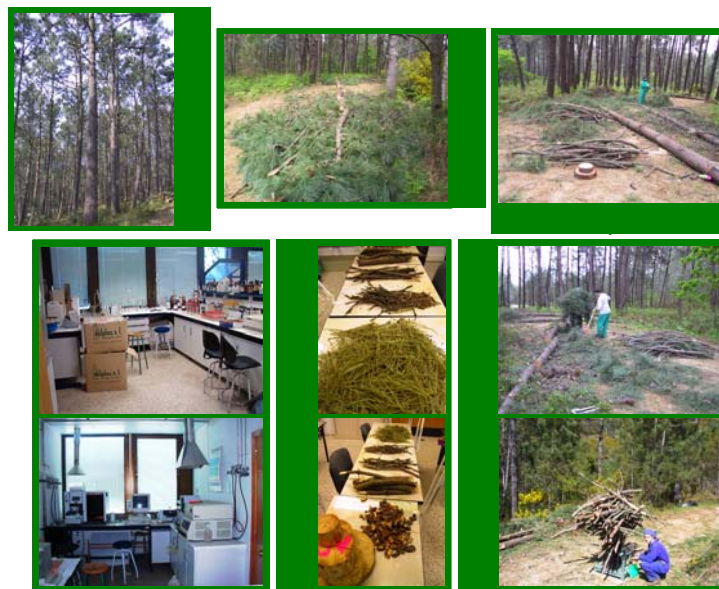
A continuación, se calculó la densidad de la madera de ese árbol como media de las densidades de las diferentes trozas que lo componían y que sí se habían pesado y cubicado en monte. Finalmente, y por multiplicación del volumen de troza por esta densidad media de la madera del árbol se determinó su peso húmedo.

Se tomaron en monte tres muestras de fuste, en forma de discos transversales a diferentes alturas, de modo que en el laboratorio, después de separar madera y corteza se pudiese determinar el porcentaje en peso húmedo de cada una de ellas.

La totalidad de las ramas gruesas de los árboles tipo apeados fue pesada en verde en el monte. Se tomaron muestras de forma aleatoria en cada caso para su secado en laboratorio.

También en campo se procedió de forma similar para estimar la biomasa de ramas finas, ramillos y hojas, que fueron pesados en húmedo conjuntamente en monte, donde se tomaron muestras de forma aleatoria en la parte baja, media y alta de la copa, que se llevaron al laboratorio. Después de separar y pesar las tres fracciones en cuestión se estableció el peso húmedo de cada una de ellas.

Las muestras húmedas de todas las fracciones del árbol fueron llevadas a laboratorio para determinar el peso seco y analizar la concentración y cantidad de nutrientes que acumula la biomasa arbórea. Después de un proceso de secado a 65 °C hasta peso constante, se determinó la humedad de cada muestra y de esta forma se calculó el peso seco de cada una de las fracciones consideradas. Todo este proceso, desde el apeo de los árboles hasta el fraccionamiento y secado en el laboratorio se sintetiza en la Figura 7.



**Figura 7.** Esquema de las operaciones realizadas para la cuantificación de la biomasa arbórea y del contenido nutricional de las diferentes fracciones arbóreas.

De forma complementaria al ajuste de las funciones de biomasa de las fracciones arbóreas de *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus* y *Quercus robur*, se ha ajustado así mismo una función para la biomasa total seca de los rebrotes de cepa de *Eucalyptus globulus*, considerados como los pies de diámetro normal inferior a 5 cm. Los datos empleados en los ajustes proceden de la selección y posterior apeo de 26 rebrotes en una masa aprovechada previamente a un turno de 17 años donde, un año y medio después de la corta y para la mayoría de las cepas, se había hecho una selección de brotes inicial, dejando dos o tres por pie.

Estas 26 varas fueron apeadas en campo y fraccionadas en fuste, ramillos y hojas. Cada una de estas fracciones fue pesada en campo, llevando una muestra a laboratorio para determinar el porcentaje de humedad de cada componente tras un proceso de secado a 65 °C. La variable dependiente finalmente considerada en los ajustes fue el peso seco total del rebrote. En cada uno de los rebrotes se midieron el diámetro normal y la altura total, que se emplearon en los ajustes como variables explicativas.

### **3.1.2.2. Secuencia metodológica seguida para el ajuste de los modelos de biomasa**

El proceso de ajuste de las ecuaciones de biomasa arbórea ha seguido una serie de fases. Inicialmente se han ajustado de forma individual diferentes modelos para cada una de las fracciones arbóreas consideradas (madera, corteza, ramas gruesas, ramas finas, ramillos y hojas/acículas). Este proceso de ajuste se ha realizado empleando análisis de regresión ponderada, lineal y no lineal, mediante distintos procedimientos del paquete estadístico SAS (SAS Institute Inc., 2001).

Una vez realizada la selección de los modelos que presentaron un mejor ajuste para cada fracción arbórea, se ajustaron todos ellos de forma simultánea, planteando un sistema de ecuaciones aparentemente no relacionadas, formado por tantas ecuaciones como fracciones arbóreas estemos considerando. Este ajuste simultáneo se realizó mediante “mínimos cuadrados generalizados conjuntos”, también denominado Seemingly Unrelated Regression (SUR), empleando el procedimiento MODEL del paquete estadístico SAS (SAS Institute Inc., 2001). De esta forma, se garantiza la llamada aditividad de las estimaciones de biomasa, que nos permite calcular la biomasa conjunta de dos o más fracciones del árbol, o la biomasa total, con solo adicionar los pesos parciales de cada uno de los componentes.

### **3.1.2.3. Ajuste de las ecuaciones de biomasa arbórea**

Una vez determinada la biomasa seca de las diferentes fracciones de los árboles medidos es necesario desarrollar un modelo matemático que relacione dichos pesos con una o más variables dimensionales representativas de estos árboles (Satoo y Madgwick, 1982). La modelización de la biomasa consiste en elaborar una serie relaciones matemáticas capaces de estimar el peso seco de las diferentes fracciones arbóreas en función de una o más variables dendrométricas o dasométricas. De este modo, el modelo obtenido permitirá estimar el peso total o el de las diferentes fracciones de un árbol cualquiera a partir del valor de alguna de sus variables, que habitualmente son sencillas de medir en campo. En estos modelos matemáticos la biomasa total del árbol o de sus diferentes componentes actúa como variable dependiente y las variables dendrométricas y/o las dasométricas como independientes. Los datos de los que se parte son, por tanto, los pesos secos de las fracciones arbóreas, obtenidos a partir de las mediciones en campo y en laboratorio, y los valores de diferentes variables de árbol y de masa.

#### **3.1.2.3.1. Variables empleadas en los ajustes**

En el ajuste de las ecuaciones de biomasa se pueden emplear como variables explicativas tanto variables individuales como de masa, siendo las primeras las más utilizadas debido a su mayor facilidad de medición. Las mediciones necesarias para cuantificar la biomasa de un árbol con cierta exactitud son lentas y costosas, por lo que se hace necesario disponer de herramientas que permitan obtener el peso de las diferentes fracciones arbóreas de forma rápida, a partir de variables sencillas de medir como el diámetro normal y la altura total. De forma general, las variables explicativas de una ecuación de biomasa deben ser:

- Poco numerosas y fáciles de medir para que el modelo tenga una amplia gama de aplicaciones y su empleo sea sencillo.
- Variables fuertemente correlacionadas con la biomasa.
- Variables poco correlacionadas entre sí, de modo que el poder explicativo de una variable persista al introducir otra nueva. Si esta condición no se cumple pueden aparecer problemas importantes de multicolinealidad, y las nuevas variables que se incluyen en el modelo no aportar incrementos significativos del coeficiente de determinación.

Las tarifas de biomasa arbórea más empleadas son las que presentan como variable independiente una única variable de árbol, que en la gran mayoría de las ocasiones es el diámetro normal ( $P = f(d)$ ). Son las más sencillas pero las menos precisas, aunque al depender de una sola variable fácil de medir permiten determinar el peso de la totalidad de los pies de las parcelas experimentales y la obtención de la biomasa del rodal de forma rápida. Las ecuaciones de dos entradas incluyen dos características dendrométricas del árbol, normalmente el diámetro normal y la altura total ( $P = f(d,h)$ ), o en ocasiones variables múltiples, combinación de aquellas. En algunos trabajos también se ha combinado el diámetro normal con alguna variable de masa (Sattoo y Madgwick, 1982). Las ecuaciones de tres o más entradas rara vez se emplean, ya que en muchas ocasiones presentan problemas de multicolinealidad.

En los 8-13 árboles que se seleccionaron en cada masa estudiada, y sobre los que se realizó un muestreo destructivo para determinar la distribución en fracciones de su biomasa, se midió el diámetro normal en dos direcciones, una siguiendo las curvas de nivel y la otra perpendicular a ésta, para luego determinar la media aritmética de los dos valores. La medición se hizo con forcípula de precisión milimétrica. También se midió la altura total de estos árboles en pie, empleando hipsómetro Vertex III. Por otro lado, y a partir de los datos aportados por las parcelas dasométricas de muestreo establecidas en cada una de los montes estudiados se han determinado una serie de variables de masa, cuya descripción se realiza a continuación:

#### *Densidad*

La densidad representa el número de pies por hectárea presentes en la masa. Las variables que intervienen en su cálculo son el número de pies inventariables (diámetro normal mayor de 5 cm) de la parcela de muestreo y la superficie en proyección horizontal de la misma. Su fórmula responde a la siguiente forma.

$$N = \frac{Np}{Sp} \cdot 10000 \quad [53]$$

donde  $N$  es la densidad (pies/ha),  $Np$  el número de pies inventariados en cada parcela y  $Sp$  la superficie en proyección horizontal de la parcela ( $m^2$ ).

#### *Área basimétrica*

Esta variable se ha calculado trasladando a valores por hectárea la suma de las secciones normales de todos los árboles inventariables presentes en la parcela. Para su determinación se ha empleado la siguiente fórmula:

$$G = \frac{\pi}{4} \cdot \sum_{i=1}^n d_i^2 \cdot \frac{1}{Sp} \quad [54]$$

donde  $G$  es el área basimétrica ( $m^2 ha^{-1}$ ),  $d_i$  el diámetro normal de cada árbol inventariable de la parcela de muestreo (cm) y  $Sp$  la superficie en proyección horizontal de la misma ( $m^2$ ).

#### *Diámetro medio cuadrático*

El diámetro medio cuadrático es el diámetro normal correspondiente al árbol de área basimétrica media de la masa. Su valor por tanto se puede determinar a partir del área basimétrica de la parcela y su densidad:

$$d_g = 100 \cdot \sqrt{\frac{4 \cdot G}{\pi \cdot N}} \quad \text{o bien} \quad d_g = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n d_i^2}{n}} \quad [55]$$

donde  $d_g$  es el diámetro medio cuadrático (cm),  $G$  es el área basimétrica ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ),  $N$  la densidad (pies  $\text{ha}^{-1}$ ) y  $d_i$  el diámetro normal del árbol  $i$  (cm).

#### *Diámetro medio*

El diámetro medio de la masa se ha calculado como la media aritmética de los diámetros de todos los pies inventariables medidos en la parcela, siguiendo la siguiente expresión:

$$\bar{d} = \frac{\sum_{i=1}^n d_i}{n_i} \quad [56]$$

donde  $\bar{d}$  es el diámetro medio de la masa (cm),  $d_i$  el diámetro normal correspondiente al árbol  $i$  (cm) y  $n$  es el número de árboles inventariables medidos en la parcela.

#### *Altura media*

La expresión matemática empleada para el cálculo de esta variable ha sido la siguiente:

$$\bar{h} = \frac{\sum_{i=1}^k h_i}{n} \quad [57]$$

donde  $\bar{h}$  es la altura media (m),  $h_i$  la altura total del árbol  $i$  (m) y  $k$  es el número de árboles de la muestra. La altura total se midió en cada parcela en una muestra de árboles constituida por al menos el 30 % de los pies inventariados, distribuidos homogéneamente entre las distintas clases diamétricas presentes, sin incluir la muestra empleada para determinar la altura dominante.

#### *Altura dominante*

La altura dominante que se ha considerado en este trabajo es la derivada de la definición de Assmann (1970), según la cual se trata de la media aritmética de las alturas de los 100 pies más gruesos por hectárea:

$$h_{dom} = \frac{\sum_{i=1}^{n_0} h_{0i}}{n_0} \quad [58]$$

donde  $h_{dom}$  es la altura dominante (m),  $h_0$  es la altura total del árbol dominante  $i$  (m) y  $n_0$  es el número de árboles dominantes medidos, considerando que su valor depende de la superficie de la parcela, de forma que  $n_0$  es el entero superior resultante de la siguiente operación: superficie de la parcela ( $\text{m}^2$ )/100.

### 3.1.2.3.2. Funciones empleadas en la modelización de la biomasa arbórea

Los modelos considerados inicialmente en este trabajo para el ajuste de la biomasa de cada una de las fracciones arbóreas aparecen reflejados a continuación. Cada modelo se ha identificado con el código LN o bien L, seguido de un número de orden.

$$\text{LN-I} \quad \ln W = \ln \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln d \quad [59]$$

$$\text{LN-II} \quad \ln W = \ln \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln d^2 \cdot h \quad [60]$$

$$\text{LN-III} \quad \ln W = \ln \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln d + \beta_2 \cdot \ln h \quad [61]$$

$$\text{LN-IV} \quad \ln W = \ln \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln d + \beta_2 \cdot \ln G \quad [62]$$

$$\text{LN-V} \quad \ln W = \ln \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln d + \beta_2 \cdot \ln h_{dom} \quad [63]$$

$$\text{LN-VI} \quad \ln W = \ln \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln d + \beta_2 \cdot \ln \bar{h} \quad [64]$$

$$\text{L-I} \quad W = \beta_0 + \beta_1 \cdot (d^2 \cdot h) \quad [65]$$

$$\text{L-II} \quad W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d^2 + \beta_2 \cdot h + \beta_3 \cdot d^2 \cdot h \quad [66]$$

$$\text{L-III} \quad W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d + \beta_2 \cdot d^2 \quad [67]$$

$$\text{L-IV} \quad W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d^2 + \beta_2 \cdot d^2 h \quad [68]$$

$$\text{L-V} \quad W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d^2 + \beta_2 \cdot (d^2 h)^2 \quad [69]$$

$$\text{L-VI} \quad W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d^2 h + \beta_2 \cdot (d^2 h)^2 \quad [70]$$

En todos los modelos  $\beta_i$  representa los parámetros del ajuste,  $W$  el peso seco del componente arbóreo correspondiente (kg),  $d$  el diámetro normal (cm),  $h$  la altura total (m),  $G$  el área basimétrica ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ),  $h_{dom}$  la altura dominante (m) y  $\bar{h}$  la altura media (m).

El código LN hace referencia a las funciones logarítmicas que fueron ajustadas inicialmente mediante regresión lineal. Los valores de los parámetros del ajuste lineal se utilizaron como inicializadores del ajuste no lineal al deshacer la transformación logarítmica. En esta segunda fase de ajuste no lineal se emplearon diferentes ponderaciones para evitar problemas de heterocedasticidad. El código L hace referencia a los modelos lineales ponderados, que se ajustaron mediante regresión lineal ponderada.

### 3.1.2.3.3. Funciones empleadas en la modelización de la biomasa de los rebrotes de *Eucalyptus globulus*

Los modelos considerados para el ajuste de la biomasa seca total de los rebrotes de *Eucalyptus globulus* (diámetro normal inferior a 5 cm) aparecen reflejados a continuación. Cada modelo se ha identificado con el código RLN o bien RL, seguido de un número de orden.

RLN-I	$\ln W = \ln \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln d$	[71]
RLN-II	$\ln W = \ln \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln d^2 \cdot h$	[72]
RLN-III	$\ln W = \ln \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln d + \beta_2 \cdot \ln h$	[73]
RL-IV	$W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d^2 + \beta_2 \cdot h$	[74]
RL-V	$W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d^2 + \beta_2 \cdot h + \beta_3 \cdot d^2 h$	[75]
RL-VI	$W = \beta_0 + \beta_1 \cdot (d^2 \cdot h)$	[76]
RL-VII	$W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d + \beta_2 \cdot d^2$	[77]
RL-VIII	$W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d^2 + \beta_2 \cdot d^2 h$	[78]
RL-IX	$W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d^2 + \beta_2 \cdot (d^2 h)^2$	[79]
RL-X	$W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d^2 h + \beta_2 \cdot (d^2 h)^2$	[80]

En todos los modelos  $\beta_i$  representa los parámetros del ajuste,  $W$  el peso seco total del rebrote (kg),  $d$  el diámetro normal (cm) y  $h$  la altura total (m).

El código RLN hace referencia nuevamente a las funciones logarítmicas que fueron ajustadas inicialmente mediante regresión lineal. Los valores de los parámetros del ajuste lineal se utilizaron también en este caso como inicializadores del ajuste no lineal al deshacer la transformación logarítmica. El código RL se refiere a los modelos lineales ponderados, que fueron ajustados mediante regresión lineal ponderada.

#### 3.1.2.4. Análisis estadístico

La técnica de ajuste más ampliamente difundida para el desarrollo de modelos de crecimiento y producción es el ajuste de regresión en sus distintas modalidades. El análisis de regresión estudia la relación entre una variable dependiente  $y_i$  y una o varias variables independientes o regresoras  $x_i$  a través del ajuste de modelos matemáticos. Una vez conocidos los parámetros de estas ecuaciones se pueden determinar el comportamiento de la variable dependiente en función de los valores de las variables regresoras, así como estimar y predecir el valor de la variable dependiente para un individuo concreto del que se conocen los valores de las variables independientes.

Los procedimientos estadísticos empleados en este trabajo han sido los siguientes:

1. Procedimientos de regresión lineal para estimar los parámetros de los modelos lineales en los parámetros.
2. Métodos de selección de variables independientes que deben formar parte del modelo de regresión.
3. Procedimientos de regresión no lineal para estimar los parámetros de los modelos no lineales en los parámetros.
4. Regresión simultánea de sistemas de ecuaciones relacionadas, mediante regresión por mínimos cuadrados generalizados conjuntos.

En los siguientes epígrafes se realiza una breve descripción de estos procedimientos y de diferentes estadísticos y metodologías de diagnóstico empleados en la selección de los modelos probados. Por último, hay que indicar que todos los cálculos estadísticos se han realizado con el paquete informático SAS (SAS Institute Inc., 2001).

### 3.1.2.4.1. Regresión lineal

Se habla de regresión lineal cuando en el modelo se expresa la variable dependiente  $y_i$  como combinación lineal de las variables explicativas  $x_i$ . Si en la ecuación solo interviene una variable dependiente estamos ante regresión lineal simple, y si intervienen varias, regresión lineal múltiple. En este último caso, y con las observaciones  $i = 1, 2, \dots, n$ , el modelo toma la siguiente expresión:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot x_{i1} + \beta_2 \cdot x_{i2} + \dots + \beta_k \cdot x_{ik} + e_i \quad [81]$$

donde  $y_i$  es la variable dependiente,  $x_{ik}$  son las variables independientes,  $\beta_k$  son los parámetros a estimar, y  $e_i$  el error aleatorio o perturbación ( $i = 1, 2, \dots, n$ ) de la observación  $i$ -ésima, siendo  $n$  el número de observaciones utilizadas en el ajuste del modelo.

Las hipótesis sobre las que se asienta dicho modelo son (Vanclay, 1994):

1. La esperanza matemática de los errores es nula,  $E(e_i) = 0$ , es decir, la función de regresión es lineal:

$$E(y_i / x_i) = \beta_0 + \beta_1 \cdot x_{i1} + \beta_2 \cdot x_{i2} + \dots + \beta_k \cdot x_{ik} \quad [82]$$

2. La dispersión de los errores que se obtienen al estimar  $y_i$  es igual para cualquier valor de  $x_{ik}$ . Se trata de la propiedad conocida como homocedasticidad (varianza constante):

$$Var(y_i / x_i) = Var(y_i / x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{ik}) = \sigma^2, \quad i = 1, 2, \dots, n \quad [83]$$

o lo que es lo mismo,  $var(e_i) = \sigma^2; i = 1, 2, \dots, n$ .

3. Las observaciones  $y_i$  son independientes, lo que implica que también lo son las perturbaciones. Bajo la hipótesis de normalidad esto equivale a que la  $cov(y_i, y_j) = 0$  si  $i \neq j$ . Esta hipótesis, expresada en término de errores, equivale a que  $cov(e_i, e_j) = 0$  si  $i \neq j$ .
4. Las variables regresoras son linealmente independientes, es decir, ninguna de ellas es una combinación lineal de las demás. En caso contrario, se produce el fenómeno denominado como multicolinealidad, siendo difícil separar la contribución de cada variable al modelo. Debido a esto, los parámetros estimados son muy inestables y con varianzas elevadas. El problema de la multicolinealidad se soluciona eliminando del modelo las variables regresoras que son combinación lineal de las restantes, es decir, que proporcionan una información que se obtiene de otras variables ya incluidas en el modelo. La situación ideal es aquella en la que las variables independientes son ortogonales.
5. La variable respuesta se distribuye normalmente, y por tanto también lo hacen los errores.

$$y_i / x_i = y_i / x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{ik} \in N(\beta_0 + \beta_1 \cdot x_{i1} + \beta_2 \cdot x_{i2} + \dots + \beta_k \cdot x_{ik}, \sigma^2), \quad i = 1, 2, \dots, n \quad [84]$$

La validación de las hipótesis de partida tiene importancia en la estimación de los parámetros del modelo. En este sentido, independencia, homocedasticidad y normalidad, son, por este orden de importancia, las hipótesis que suelen ser vulneradas.

El ajuste de los modelos lineales se ha llevado a cabo mediante mínimos cuadrados empleando el procedimiento REG del paquete estadístico SAS (SAS Institute Inc. 2001), mediante mínimos cuadrados ordinarios (OLS) cuando la varianza de los errores es homogénea, y mínimos cuadrados ponderados cuando la varianza no es homogénea pero sí conocida. Se trata de encontrar los valores de dichos parámetros que minimicen la suma de los cuadrados de las diferencias entre los valores reales observados y los predichos por la ecuación ajustada. Esas estimaciones se conocen como estimaciones mínimas cuadráticas, y la cantidad minimizada se llama suma de los cuadrados de los errores.

La suma de cuadrados total se puede descomponer en la suma de cuadrados explicada por el modelo y la residual, correspondiente a la no explicada por él. La suma de cuadrados total tiene siempre el mismo valor para un grupo de datos determinado, pero la división antes comentada depende del modelo empleado. Generalmente, la adición de una nueva variable independiente al modelo incrementa la suma de cuadrados debida al modelo, reduciendo de ese modo la suma de cuadrados de los errores.

En cada ajuste que se realiza se efectúa un análisis de varianza que informa de la bondad del modelo probado. Se determinan los grados de libertad para cada fuente de variación y se calculan las sumas de cuadrados de acuerdo a la división antes explicada. También se determinan las medias de las sumas de cuadrados, dividiendo por el número de grados de libertad correspondientes.

A partir de los resultados obtenidos se realiza un contraste global del modelo, mediante un test de la  $F$  de Snedecor. Este estadístico  $F$  es igual al cociente entre la varianza explicada por el modelo y la varianza residual. El test compara el ajuste del modelo completo con el empleo únicamente de la media, calculando la relación entre la media de la suma de cuadrados debida al modelo y la media de la suma de cuadrados residual. Dichos valores medios se obtienen dividiendo las sumas de cuadrados por el número de grados de libertad en el modelo y en el error. Esa relación es un estadístico que se distribuye de acuerdo con la distribución  $F$  de Snedecor, por lo que puede calcularse la probabilidad de que se produzca un valor superior al obtenido, es decir, la probabilidad de que la hipótesis nula sea cierta. El valor de  $F$  sirve entonces para testar la hipótesis de que el modelo explica una porción significativa de la variación de los datos.

Adicionalmente cada parámetro calculado por mínimos cuadrados se verifica mediante test de la  $t$  de Student, que es significativamente distinto de cero para un nivel de significación  $\alpha$  determinado, considerando en este trabajo  $\alpha = 5\%$ . Se ha de comparar la suma de cuadrados residual derivada del modelo cuando se hace el parámetro igual a cero con dicha suma cuando el modelo está completo. Esta comparación es equivalente a la relación entre la estimación del parámetro y el error estándar de esa estimación, estadístico que se distribuye según la  $t$  de Student. Si el valor de esa relación es muy elevado, la estimación del parámetro será mucho mayor que el error estándar en esa estimación, y la probabilidad de encontrar valores superiores al valor absoluto del obtenido según la distribución  $t$  será pequeña. Esto indica que la variable afectada por el parámetro tiene una incidencia positiva sobre el modelo, con lo cual ha de permanecer en su expresión definitiva.

Gracias a estos contrastes de hipótesis de simplificación, se detectan aquellos parámetros que se pueden considerar irrelevantes, y de esta forma simplificar el modelo de regresión que se está ajustando.

### 3.1.2.4.2. Selección de variables regresoras

A la hora de plantear un ajuste de regresión es bastante frecuente encontrarse con un elevado número de variables independientes que pueden ser potencialmente incluidas en el modelo. Hay que considerar que a mayor número de éstas mejor bondad de ajuste, de forma que inicialmente se podría pensar que lo más adecuado sería introducir en el modelo todas las variables regresoras significativas (según el contraste individual de la  $t$ ) al ajustarlo con todas las variables posibles. Por el contrario, con esta forma de proceder se corre el riesgo de que aumente la varianza de las estimaciones de la variable dependiente, debido a problemas de colinealidad entre las variables explicativas. En el caso de que la predicción sea el objetivo del modelo de regresión, se ha de buscar la ausencia de colinealidad acusada, aunque la bondad del ajuste sea algo menor.

Existen diferentes metodologías de selección de las variables explicativas que se deben incluir en la ecuación final (Draper y Smith, 1981). Todas ellas, bajo la hipótesis de que la relación entre la variable dependiente y las independientes es lineal, van seleccionando paso a paso, en función de diferentes criterios (maximizar el valor del coeficiente de determinación, minimizar el valor del estadístico  $F$  empleado en el contraste del modelo, etc) las variables más influyentes en la estimación de la variable respuesta. Los procedimientos más habituales son: eliminación progresiva de variables (*backward regression*), introducción progresiva de variables (*forward regression*), y regresión paso a paso (*stepwise regression*).

En este trabajo se ha empleado la regresión paso a paso ya que permite el control de la entrada y salida de variables. En términos generales, este procedimiento comienza con una introducción progresiva de variables independientes, pero sin mantener fijas las variables que ya entraron, planteando si todas las variables introducidas deben permanecer o no, evitando de este modo problemas de multicolinealidad. El algoritmo termina cuando ninguna variable entra o sale del modelo. Su secuencia completa se detalla a continuación:

- **Paso 1:** Se elige un criterio de entrada y otro de salida, determinados por el valor de la  $F$  de Snedecor. Un criterio de entrada es un valor  $F_{IN}$  de una variable con distribución  $F$  tal que el intervalo  $(0, F_{IN})$  es la región de aceptación de que la variable regresora no es significativa. Análogamente un criterio de salida es un valor de una variable  $F_{OUT}$  con distribución  $F$  tal que el intervalo  $(0, F_{OUT})$  es la región de aceptación de que la variable regresora no es significativa (no debe formar parte del modelo). Se calculan los coeficientes de correlación lineal simple  $r(y_i, x_i)$ ,  $i = 1, 2, \dots, k$ , de la variable dependiente con cada una de las independientes por separado y se escoge la variable  $k$  con un valor mayor de  $r$ .
- **Paso 2:** Se obtiene la regresión lineal de  $y_i$  sobre  $x_k$  y se calcula el estadístico  $\hat{F}_k$  para el coeficiente  $\alpha_k$ :

$$\hat{F}_k = \frac{\sum (\hat{y}_{ki} - \hat{y}_{pi})^2 / (k - p)}{\sum (y_i - \hat{y}_{ki})^2 / (n - k - 1)} = \frac{n - k - 1}{k - p} \cdot \frac{R_k^2 - R_p^2}{1 - R_k^2} \quad [85]$$

donde  $p$  es el número de variables regresoras presentes en la ecuación y  $k$  el número total de variables independientes posibles, en este caso  $p = k-1$ .  $R_k^2$  es el coeficiente de determinación del modelo con  $k$  parámetros y  $R_p^2$  es el coeficiente de determinación del modelo con  $p = k-1$  parámetros.

- **Paso 3:** El valor de  $\hat{F}_k$  se compara con el valor de  $F_{IN}$  elegido de forma que:
  - Si  $|\hat{F}_k| \geq F_{IN}$  entonces la variable  $x_k$  es significativa y se introduce en el modelo y se va al paso 4.
  - Si  $|\hat{F}_k| \leq F_{IN}$  entonces se acepta que la variable  $x_k$  no es significativa y no se introduce en el modelo. Se termina el algoritmo.
- **Paso 4:** Una vez introducido  $x_k$  en el modelo se calculan las correlaciones parciales (eliminando la influencia de  $x_k$ ),  $r_{y,i,k}$   $i = 1, \dots, k-1$ , de la variable dependiente con las restantes variables independientes y se escoge la variable independiente  $x_{k-1}$  con un valor mayor de  $r$ .
- **Paso 5:** Se calcula el modelo de regresión de  $y_i$  respecto de  $x_k$  y de  $x_{k-1}$ . Se calculan los estadísticos  $\hat{F}_k$  y  $\hat{F}_{k-1}$ .
- **Paso 6:** Se compara  $\hat{F}_{k-1}$  con el valor de  $F_{IN}$ 
  - Si  $|\hat{F}_{k-1}| \geq F_{IN}$  entonces la variable  $x_{k-1}$  es significativa y se introduce en el modelo y se va al paso 7.
  - Si  $|\hat{F}_{k-1}| \leq F_{IN}$  entonces se acepta que la variable  $x_{k-1}$  no es significativa y no se introduce en el modelo. Se termina el algoritmo.
- **Paso 7:** Se decide si la variable  $x_k$  debe permanecer en el modelo. Para ello se compara el valor de  $\hat{F}_k$  con el valor de la  $F$  de salida ( $F_{OUT}$ ).
  - Si  $|\hat{F}_k| \geq F_{OUT}$  entonces la variable  $x_k$  es significativa y se continúa el proceso.
  - Si  $|\hat{F}_k| \leq F_{OUT}$  entonces se acepta que la variable  $x_k$  no es significativa y se elimina del modelo.
- Los valores  $F_{IN}$  y  $F_{OUT}$  usados en este trabajo han sido 0,5 y 0,1 respectivamente.

### 3.1.2.4.3. Regresión no lineal

Cuando un modelo es no lineal en sus parámetros, todo el proceso de estimación e inferencia estadística se modifica con respecto a lo comentado para modelos lineales. En un modelo no lineal la variable dependiente aparece como función no lineal (y por tanto no aditiva) de una serie de variables independientes.

Las técnicas de ajuste no lineal se basan en suponer que la media del error aleatorio  $e_i$  es 0 y que su varianza es constante (habitualmente con distribución normal), y que los errores son independientes y no están correlacionados (Draper y Smith, 1981).

Para la estimación de los parámetros se emplean procedimientos iterativos, y según las hipótesis sobre la estructura de los errores  $e_i$ , se utilizan métodos de estimación de máxima verosimilitud (si la ley de variación que siguen los errores es conocida), mínimos cuadrados ordinarios (si los errores se suponen equidistribuidos -varianza constante, homocedasticidad- a lo largo de todos los valores que va tomando la variable dependiente), mínimos cuadrados ponderados por la varianza (si la varianza que siguen los errores es heterogénea, pero conocida) o mínimos cuadrados modificados (si la varianza que siguen los errores es

heterogénea y depende del valor de los parámetros  $\beta_k$ ). En este trabajo se han empleado métodos de mínimos cuadrados ordinarios y mínimos cuadrados ponderados por la varianza (regresión no lineal ponderada). En este último caso las ponderaciones pueden cambiarse iterativamente, al contrario de lo que sucede en la regresión lineal.

Los procesos de iteración requieren partir de unos valores iniciales conocidos de los parámetros, que son usados para calcular la suma de los cuadrados de los residuos y a partir de los cuales se pueden conocer las modificaciones necesarias de los valores para reducir este valor obtenido de la suma de cuadrados. El proceso se repite iterativamente hasta que no puede obtenerse una reducción suficiente (establecida a priori) de esta suma.

Una de las limitaciones que presenta la regresión no lineal respecto a lo lineal se centra en el hecho de no presentar necesariamente una única solución no sesgada y de mínima varianza para un conjunto de datos. El método de estimación y las condiciones de inicio que se plantean pueden influir en las soluciones obtenidas en las iteraciones. Así, se pueden alcanzar soluciones parciales (un mínimo local) sin que estas sean la solución óptima (dada por la convergencia hacia el mínimo absoluto). Debido a esto, cuando no se conoce inicialmente la región de convergencia óptima, se recomienda tantear varios valores iniciales de los parámetros. Otro de los inconvenientes de la regresión no lineal es la imposibilidad de establecer intervalos de confianza exactos para las estimaciones, sino únicamente aproximados bajo la suposición de linealidad en el punto de estimación.

Los parámetros se consideran significativos si su intervalo de confianza no incluye el valor cero (los dos valores extremos son del mismo signo). Los intervalos de confianza planteados en este trabajo se han establecido al 95 % de probabilidad.

El ajuste de los modelos no lineales se ha realizado empleando el procedimiento MODEL, o el procedimiento NLIN del paquete estadístico SAS (SAS Institute Inc. 2001), usando el método de iteración de Gauss-Newton (Hartley, 1961). Los valores de los inicializadores de los parámetros se obtuvieron, en los casos en los que fue posible, linealizando previamente la ecuación y realizando a continuación un ajuste mediante mínimos cuadrados ordinarios. Esta forma de proceder se considera útil para resolver muchos problemas de ajuste en los modelos no lineales (Draper y Smith, 1981). En las funciones en las que no fue posible linealizar, se emplearon los inicializadores obtenidos por otros autores en trabajos de similares características.

### **3.1.2.5. Heterocedasticidad en el ajuste de los modelos de biomasa**

El ajuste de ecuaciones de regresión que describen el comportamiento de unidades muestrales (rodales o árboles) presenta una serie de problemas estadísticos. Cuando se emplean datos de diferentes unidades muestrales con distintas características podría darse la circunstancia de que la varianza de los errores no sea constante (heterocedasticidad). En estas situaciones a menudo ocurre que la varianza del error está relacionada con una o más de las variables independientes del modelo. La heterocedasticidad influye en el modelo de regresión, ya que los estimadores mínimos cuadráticos siguen siendo centrados pero no son eficientes y las fórmulas de las varianzas de los estimadores de los parámetros no son correctas y por tanto no se pueden aplicar los contrastes de significación

La falta de homogeneidad de varianza suele ser corregida en el ámbito forestal fundamentalmente a través de dos técnicas: mediante la transformación de la variable explicada y de las variables independientes, o bien mediante un análisis ponderado (Draper y Smith, 1981; Cunia, 1986; Parresol, 1999, 2001).

### 3.1.2.5.1. Transformación de las variables de la regresión

El problema de la heterocedasticidad puede reducirse notablemente mediante un cambio de variable de la familia Box-Cox (Peña, 1995; Ryan, 1997), según se recoge a continuación:

$$z = \frac{(y^\lambda - 1)}{\lambda} \quad [86]$$

donde  $\lambda = 1 - \alpha$ , y  $\alpha$  es un valor tal que existe una relación lineal entre la varianza estimada de la variable explicada e  $y^\alpha$ :

$$\text{var}(y) = k \cdot y^\alpha \quad [87]$$

Cuando  $\alpha = 1$ , el cambio de variable es del tipo  $z = \log(y)$ . Esta transformación logarítmica es una de las más utilizadas en la modelización de la biomasa forestal y su validez está ampliamente contrastada (Baskerville, 1972; Beauchamp y Olson, 1973; Flewelling y Pienaar, 1981; Cunia y Briggs, 1984; Reed y Green, 1985; Parresol, 1993; Reed et al., 1996). Con esta transformación se consiguen estructuras del error más homogéneas, sin que la forma del modelo se vea alterada (Parresol, 1999; Zar, 1999).

Otra transformación de la misma familia también muy utilizada se basa en emplear raíces cuadradas en ambos términos de la igualdad ( $\alpha = 0,5$ ). Snowdon (1985b), en un estudio sobre la biomasa de *Pinus radiata* en Australia, observó que la transformación mediante raíces cuadradas suponía una alternativa muy válida con respecto a la logarítmica si entre las variables explicativas sin transformar y la biomasa existía una relación curvilínea no demasiado marcada.

### 3.1.2.5.2. Regresión ponderada

El empleo de regresión ponderada es otra de las técnicas ampliamente utilizada para la corrección de la heterocedasticidad en el ajuste de la biomasa arbórea (Schlaegel, 1982; Clutter et al., 1983; Cunia, 1986; Parresol, 1999). En el análisis por pesos o regresión ponderada se asocia a cada observación un peso igual a la inversa de su varianza ( $\sigma_i^2$ ). Habitualmente, esta varianza esta relacionada con una o más de las variables independientes, por tanto, la aplicación de esta metodología implica conocer dicha relación, lo que resulta bastante complicado. Si la varianza es desconocida, el problema es estimar el valor adecuado del peso. Con bastante frecuencia, al examinar los gráficos de residuos frente a las variables independientes se observa que la varianza se incrementa de forma notable cuando se incrementa al valor de la variable independiente ( $x$ ). Este tipo de heterocedasticidad se puede corregir empleando una función potencial como peso  $\sigma_i^2 = x_i^k$  (Neter et al., 1996). El valor  $k$  del exponente se puede determinar de modo que se obtenga la mayor reducción en el valor del índice de Furnival (1961), o bien se puede emplear la metodología de optimización propuesta por Harvey (1976) y que consiste en emplear los errores del modelo ajustado sin pesos ( $\hat{e}_i$ ) como variable dependiente en el modelo potencial de varianza del error, es decir:

$$\hat{e}_i^2 = x_i^k \text{ o bien } \ln \hat{e}_i^2 = k \ln(x_i) \quad [88]$$

En el presente trabajo se han empleado las dos alternativas de estimación del valor del coeficiente  $k$ .

### 3.1.2.6. Armonización y aditividad de las ecuaciones de biomasa

Cuando se elaboran ecuaciones de estimación de biomasa para distintas fracciones del árbol éstas deben ser coherentes, esto es, si una de las fracciones contiene a otra, la cuantía de la primera debe ser, en todos los casos, igual o mayor que la de la segunda (Cunia y Briggs, 1984; Bengoa, 1999). En definitiva, las ecuaciones nunca pueden proporcionar, para un mismo diámetro, un peso de ramas superior al peso total del árbol, ya que éste contiene a aquellas. Esta circunstancia, que bien pudiera parecer una obviedad, no siempre se cumple, debido a que los modelos que se ajustan son estimaciones y tienen un margen de error que puede dar lugar a este tipo de situaciones (especialmente si las fracciones son muy parecidas).

Otra de las propiedades importantes que deben cumplir las ecuaciones de biomasa de las diferentes fracciones del árbol es la llamada aditividad (Kozak, 1970; Chiyenda y Kozak, 1984; Cunia, 1986; Parresol, 1999). Esta característica consiste en que la suma de las estimaciones de los pesos de todos estos componentes sea igual a la estimación del peso del árbol completo. Existen tres procedimientos para forzar esta propiedad en un sistema de ecuaciones lineales, dependiendo de cómo se agregen los diferentes componentes.

El procedimiento más sencillo consiste en ajustar de forma individual los modelos de cada fracción ( $\hat{w}_i$ ) y obtener la estimación del peso total como suma de los modelos de todas las fracciones (Srivastava y Giles, 1987).

$$\begin{aligned} \hat{w}_1 &= f_1(x_1) \\ \hat{w}_2 &= f_2(x_2) \\ &\vdots \\ \hat{w}_k &= f_k(x_k) \\ \hat{w}_{total} &= \sum_{i=1}^k \hat{w}_i = \hat{w}_1 + \hat{w}_2 + \dots + \hat{w}_k \end{aligned} \quad [89]$$

donde  $x_1, x_2, \dots, x_k$  son las variables independientes usadas para cada fracción. Si se emplea esta metodología, cada modelo puede incluir diferentes variables explicativas. Además, se pueden plantear modelos lineales y no lineales en el sistema. Otra ventaja que plantea esta alternativa es que no es necesario tener datos de todas las fracciones de todos los árboles. Sin embargo, no considera la dependencia entre los errores de los componentes del árbol y es muy difícil estimar la suma de los errores. De esta forma la varianza de la estimación de la biomasa total,  $s^2(\hat{w}_{total})$ , es muy elevada, puesto que su valor depende de las varianzas de las estimaciones de cada fracción,  $s^2(\hat{w}_i)$ , así como de las covarianzas entre estimaciones  $Cov(\hat{w}_i, \hat{w}_j)$  tal y como se refleja en la siguiente expresión:

$$s^2(\hat{p}_{total}) = \sum_{i=1}^k s^2(\hat{w}_i) + 2 \cdot \sum \sum Cov(\hat{w}_i, \hat{w}_j) \quad [90]$$

$$Cov(\hat{w}_i, \hat{w}_j) = \lambda_{p_i p_j} \cdot \sqrt{s^2(\hat{w}_i) \cdot s^2(\hat{w}_j)}$$

donde  $s^2(\hat{w}_{total})$  = varianza de la estimación de la biomasa total

$$\begin{aligned}
s^2(\hat{w}_i) &= \text{varianza de la estimación de cada fracción} \\
Cov(\hat{w}_i, \hat{w}_j) &= \text{covarianza entre estimaciones} \\
\lambda_{p_i p_j} &= \text{correlación entre la estimación de la fracción } i \text{ y la fracción } j
\end{aligned}$$

El segundo procedimiento garantiza la aditividad empleando las mismas variables explicativas en las ecuaciones de regresión de los diferentes componentes del árbol y en la de biomasa total, tal y como refleja el sistema [91]. De este modo, los valores de los parámetros del modelo de estimación del peso total son la suma de los parámetros obtenidos para cada variable explicativa al ajustar el modelo a cada fracción por separado. En el caso de emplear mínimos cuadrados ponderados se han de usar las mismas ponderaciones en las regresiones de todos los componentes. Pese a la obligación de emplear el mismo modelo en los  $k$  componentes y en la biomasa total, algunos autores han conseguido salvar este condicionante empleando mínimos cuadrados restringidos (Chiyenda y Kozak, 1984).

$$\begin{aligned}
\hat{w}_1 &= \beta_{01} + \beta_{11} \cdot x_1 + \beta_{21} \cdot x_2 + \dots + \beta_{j1} \cdot x_j \\
\hat{w}_2 &= \beta_{02} + \beta_{12} \cdot x_1 + \beta_{22} \cdot x_2 + \dots + \beta_{j2} \cdot x_j \\
&\vdots \\
\hat{w}_k &= \beta_{0k} + \beta_{1k} \cdot x_1 + \beta_{2k} \cdot x_2 + \dots + \beta_{jk} \cdot x_j \\
\hat{w}_{total} &= (\beta_{01} + \beta_{02} + \dots + \beta_{0k}) + (\beta_{11} + \beta_{12} + \dots + \beta_{1k}) \cdot x_1 + \\
&+ (\beta_{21} + \beta_{22} + \dots + \beta_{2k}) \cdot x_2 + \dots + (\beta_{j1} + \beta_{j2} + \dots + \beta_{jk}) \cdot x_j
\end{aligned} \tag{91}$$

El principal inconveniente de esta metodología radica en asumir que los  $k$  componentes de un mismo árbol son independientes, esto es, que no hay dependencia entre los errores, lo que no es cierto en la mayoría de los casos. Además, las ecuaciones ajustadas para cada fracción no tienen porqué ser las mejores desde el punto de vista estadístico, e incluso algunos coeficientes de la regresión se incluyen en la expresión final del modelo aunque no sean significativamente distintos de cero. De forma contraria a lo comentado para el primero de los procedimientos, en este caso la aditividad no está garantizada si no se dispone de datos para todas las fracciones de todos los árboles, por lo que sería necesario filtrar la información y considerar en el ajuste únicamente los pies de los que se dispusiese de valores de peso de todos los componentes arbóreos.

Asumiendo la hipótesis de independencia entre componentes, la varianza de la estimación de la biomasa total,  $s^2(\hat{w}_{total})$ , es la suma de las varianzas de las  $k$  fracciones arbóreas,  $s^2(\hat{w}_i)$ .

$$s^2(\hat{w}_{total}) = \sum_{i=1}^k s^2(\hat{w}_i) \tag{92}$$

Por otro lado, la necesidad de emplear las mismas variables regresoras en todas las ecuaciones de biomasa implica en muchos casos la aparición de multicolinealidad.

La tercera metodología es la más flexible pero es también la de más difícil utilización. Se basa en el ajuste de un sistema de ecuaciones aparentemente no relacionadas formado las funciones de regresión de los  $k$  componentes arbóreos junto con el de biomasa total. En este sistema [93] no es necesario que las ecuaciones de cada fracción arbórea presenten la misma estructura matemática ni las mismas variables independientes. Las variables explicativas del

modelo de biomasa total son todas las variables regresoras que aparecen en los modelos de cada componente.

$$\begin{aligned}
 \hat{w}_1 &= f_1(x_1) \\
 \hat{w}_2 &= f_2(x_2) \\
 &\vdots \\
 \hat{w}_k &= f_k(x_k) \\
 \hat{w}_{total} &= f_{total}(x_1, x_2, \dots, x_k)
 \end{aligned}
 \tag{93}$$

En este caso no es necesario disponer de datos de peso de todas las fracciones consideradas en todos los árboles muestreados. Se pueden emplear además diferentes ponderaciones en las ecuaciones de cada fracción resueltas mediante regresión por peso. Este sistema, sin relaciones analíticas entre ecuaciones, se suele resolver empleando regresión SUR (*Seemingly Unrelated Regression*), conocida también como mínimos cuadrados generalizados conjuntos. Se trata de una generalización del método de regresión por mínimos cuadrados ordinarios (Ordinary Least Squares, OLS) para un sistema de ecuaciones. Como OLS, el método SUR asume que todas las variables regresoras son variables independientes, pero SUR usa la correlación entre los errores de diferentes ecuaciones (es decir,  $cov(e_i, e_j) \neq 0$  para los pares de  $i$  y de  $j$ ) para mejorar la eficiencia de las estimaciones. En este caso, el problema de dependencia entre los errores inherentes a las estimaciones de cada componente se trata de corregir empleando procedimientos de regresión mediante mínimos cuadrados generalizados combinados con técnicas que incluyen en el modelo variables ficticias (*dummy variables*). La aditividad se garantiza de esta forma mediante restricciones a los parámetros de la ecuación de biomasa total. El sistema de ecuaciones resultante del ajuste es siempre el mejor posible aunque el ajuste de las ecuaciones de cada fracción de forma individual no sea necesariamente el mejor.

El empleo de regresión SUR en el ajuste simultáneo de las ecuaciones de biomasa de las distintas fracciones arbóreas planteadas implica el considerar este conjunto de funciones como un sistema de ecuaciones aparentemente no relacionadas, que responde a la siguiente forma:

$$\begin{aligned}
 y_1 &= \beta_{10} + \beta_{11} \cdot x_1 + \beta_{12} \cdot x_2 + e_1 \\
 y_2 &= \beta_{20} + \beta_{21} \cdot x_3 + \beta_{22} \cdot x_4 + e_2 \\
 y_3 &= \beta_{30} + \beta_{31} \cdot x_5 + \beta_{32} \cdot x_6 + e_3
 \end{aligned}
 \tag{94}$$

Las variables que se encuentran en la parte izquierda de la ecuación (LHS) se denominan variables endógenas o dependientes, ya que están determinadas dentro del sistema de ecuaciones. Las variables que no aparecen en la parte derecha de la ecuación (RLS) se denominan predeterminadas, y pueden ser también variables endógenas cuyos valores se han determinado en el propio modelo (variables instrumentales), o variables cuyos valores se han medido directamente y por tanto no han sido estimadas por el sistema (variables exógenas)

El método SUR es igualmente consistente y asintóticamente eficiente con los sistemas de ecuaciones no lineales, aunque en ese caso se habla de NSUR (*Nonlinear Seemingly Unrelated Regression*).

De las tres metodologías planteadas, mínimos cuadrados generalizados conjuntos es claramente superior (Cunia 1986; Srivastava y Giles, 1987; Parresol, 1999). En el caso de que exista dependencia entre los errores de las fracciones, SUR es superior al primero de los procedimientos, ya que considera esta circunstancia. SUR también muestra un mejor

comportamiento que la segunda de las metodologías, que asume independencia entre los errores de las fracciones de biomasa de un mismo árbol (aspecto bastante improbable) y que puede mostrar en muchas ocasiones problemas de multicolinealidad al emplear las mismas variables regresoras en todas las ecuaciones del sistema. Incluso el aplicar SUR al sistema de ecuaciones [91] no redundaría en ningún beneficio ya que la covarianza aumenta cuando los modelos de todas las fracciones tienen las mismas variables explicativas (Srivastava y Giles, 1987), y los resultados serían los mismos a los obtenidos al considerar las ecuaciones independientes empleando mínimos cuadrados.

En el caso de la regresión ponderada, algunos autores defienden el empleo de la estimación de los parámetros del modelo mediante el empleo de máxima verosimilitud (ML), con una estructura del error conocida (Gregoire y Dyer, 1989; Williams y Gregoire, 1993). Esta técnica requiere resolver la primera y segunda derivadas parciales, y genera finalmente un sistema de ecuaciones no lineales simultáneas. Estos posibles inconvenientes se atenúan empleando mínimos cuadrados generalizados (EGLS), cuya estimación es más sencilla, demostrando casi la misma eficiencia que ML (Carroll y Ruppert, 1988; Parresol, 1999). Si la varianza del error es función de un pequeño número de parámetros no conocidos pero que pueden ser estimados, EGLS proporciona estimaciones asintóticamente eficientes de los parámetros del modelo (Harvey, 1976; Judge et al., 1988). Esta técnica es especialmente útil en el ajuste de las funciones de regresión de biomasa ya que tiene en cuenta que el peso de diferentes componentes de un mismo árbol no son estadísticamente independientes (Cunia y Briggs, 1985a).

### **3.1.2.7. Ajuste de sistemas de ecuaciones relacionadas**

Como ya se comentó en el apartado anterior, en este trabajo se ha empleado regresión SUR para ajustar simultáneamente, y para cada especie, el sistema de ecuaciones formado por el conjunto de modelos de biomasa de cada una de las fracciones arbóreas. Se trata de una de las diferentes metodologías de ajuste que se pueden plantear ante un sistema de ecuaciones, metodologías que se pasan a explicar brevemente en este apartado.

Atendiendo a las características de cada función y a las relaciones entre ellas, se pueden establecer tres tipos de sistemas (Pyndyck y Rubinfeld, 1981):

1. Sistemas de ecuaciones aparentemente no relacionadas.
2. Sistemas de ecuaciones simultáneas.
3. Sistemas de ecuaciones recursivas.

De forma genérica, a las variables que aparecen a la izquierda de las ecuaciones (LHS) se las denomina variables endógenas o dependientes, debido a que son determinadas por el sistema de ecuaciones. Las variables que aparecen a la derecha (RHS) se denominan variables predeterminadas, y pueden ser también variables endógenas cuyos valores se han determinado en el propio modelo (variables instrumentales), o variables cuyos valores se han medido directamente y por tanto no han sido estimadas por el sistema (variables exógenas).

A continuación se describen brevemente cada una de estas categorías de sistemas, siguiendo la nomenclatura empleada por Borders (1989).

Un sistema de ecuaciones lineales aparentemente no relacionadas adopta la forma que aparece a continuación:

$$\begin{aligned}
y_1 &= \beta_{10} + \beta_{11} \cdot x_1 + \beta_{12} \cdot x_2 + e_1 \\
y_2 &= \beta_{20} + \beta_{21} \cdot x_3 + \beta_{22} \cdot x_4 + e_2 \\
y_3 &= \beta_{30} + \beta_{31} \cdot x_5 + \beta_{32} \cdot x_6 + e_3
\end{aligned}
\tag{95}$$

donde  $y_i$  ( $i = 1, \dots, 3$ ) son las variables dependientes,  $x_j$  ( $j = 1, \dots, 6$ ) son las variables independientes,  $\beta_{ik}$  son los parámetros a estimar y  $e_i$  son los errores que se distribuyen según una normal  $N(0, \sigma_i^2)$ . No hay relaciones analíticas entre las ecuaciones, de ahí el nombre que reciben este tipo de sistemas. Si la covarianza  $cov(e_i, e_j) = 0$  para todos los pares de valores de  $i$  y de  $j$ , no existe ninguna relación entre ecuaciones y se pueden ajustar cada una por separado de forma independiente. Sin embargo, si los componentes del error están correlacionadas [ $cov(e_i, e_j) \neq 0$ ], las ecuaciones están relacionadas, y han de ser ajustadas simultáneamente.

Para ajustar estos sistemas, que son los que se han planteado con las ecuaciones de biomasa de este trabajo, lo habitual es emplear regresión SUR (Seemingly Unrelated Regression), denominada también como mínimos cuadrados generalizados conjuntos o regresión Zellner (este autor desarrolló en 1962 esta metodología). Se trata de una generalización del método de mínimos cuadrados ordinarios (OLS, Ordinary Least Squares) para un sistema de varias ecuaciones. SUR, al igual que OLS, asume que todas las variables regresoras son variables independientes, pero en este caso emplea la correlación entre los errores de las diferentes ecuaciones para mejorar las estimaciones de los parámetros. Se ha demostrado que mínimos cuadrados generalizados conjuntos proporciona una gran ganancia en la eficiencia de la estimación de los parámetros cuando los términos del error en un sistema de ecuaciones están correlacionados (Zellner, 1962; Judge et al., 1988; Rose y Lynch, 2001).

La aplicación de esta metodología requiere inicialmente una estimación de la matriz de covarianza del error entre ecuaciones del sistema. Lo habitual es ajustar en un primer momento todas las ecuaciones empleando OLS, y así determinar los residuos que se usan a continuación para estimar la matriz de covarianza. Finalmente, y basándose en ella, se realiza la estimación SUR.

Esta metodología es al menos tan eficiente como OLS para conjuntos grandes de datos. Por el contrario, para muestras pequeñas, puede no suceder así, debido a la necesidad de estimar la matriz de covarianzas del error a partir de mínimos cuadrados ordinarios, factor que incrementa la variabilidad de las estimaciones SUR.

En este trabajo, la aplicación de esta metodología de ajuste se ha realizado con el procedimiento MODEL del paquete estadístico SAS (SAS Institute Inc., 2001).

La segunda categoría de sistema, formado por ecuaciones simultáneas, adopta la siguiente forma si sus funciones son lineales:

$$\begin{aligned}
y_1 &= \beta_{10} + \beta_{12} \cdot y_2 + \beta_{13} \cdot y_3 + \beta_{14} \cdot x_1 + \beta_{15} \cdot x_2 + e_1 \\
y_2 &= \beta_{20} + \beta_{21} \cdot y_1 + \beta_{23} \cdot y_3 + \beta_{24} \cdot x_1 + \beta_{25} \cdot x_2 + e_2 \\
y_3 &= \beta_{30} + \beta_{31} \cdot y_1 + \beta_{32} \cdot y_2 + \beta_{34} \cdot x_1 + \beta_{35} \cdot x_2 + e_3
\end{aligned}
\tag{96}$$

Las relaciones entre ecuaciones en este caso son bastante complejas y existen variables que aparecen a la vez como dependientes e independientes, además de poder existir correlación entre los componentes del error. La resolución de este tipo de sistemas se puede realizar empleando los llamados métodos instrumentales, entre los que están 2SLS (Two Stage Least

Squares Regression) y 3SLS (Three Stage Least Squares Regression), y también el método FIML (Full Information Maximum Likelihood). El método 2SLS consiste esencialmente en reemplazar las variables endógenas del sistema que aparecen a la derecha de una igualdad con su valor predicho obtenido por regresión lineal múltiple empleando todas las variables exógenas del sistema como variables independientes. En esta metodología se asume que esas variables endógenas predichas que aparecen en el lado derecho del sistema están incorreladas con los componentes del error de las variables endógenas del lado izquierdo. Los parámetros estimados por esta metodología son sesgados pero consistentes.

El método 3SLS va un paso más adelante y combina el método 2SLS con el método SUR para tener en cuenta la correlación entre los componentes del error de varias ecuaciones.

El tercer método para resolver los sistemas de ecuaciones simultáneos y no recursivos es el denominado FIML (*Full information maximum likelihood*). Este método a diferencia de los otros dos métodos instrumentales que usan en la estimación de las variables endógenas sólo una proporción del modelo (variables exógenas), emplea todo el modelo en la estimación, aunque en ocasiones resulta complicado obtener la convergencia en dicha estimación.

Por último, un sistema de tres ecuaciones lineales recursivas son aquellas que adoptan la forma siguiente:

$$\begin{aligned}
 y_1 &= \beta_{10} + && + \beta_{13} \cdot x_1 + \beta_{14} \cdot x_2 + e_1 \\
 y_2 &= \beta_{20} + \beta_{21} \cdot y_1 + && + \beta_{23} \cdot x_1 + \beta_{24} \cdot x_2 + e_2 \\
 y_3 &= \beta_{30} + \beta_{31} \cdot y_1 + \beta_{32} \cdot y_2 + && + \beta_{33} \cdot x_1 + \beta_{34} \cdot x_2 + e_3
 \end{aligned}
 \tag{97}$$

En este tipo de sistemas de ecuaciones puede ser ajustado por mínimos cuadrados ordinarios de forma secuencial ( $y_1, y_2$  e  $y_3$ ) si no existe correlación entre los términos de los componentes del error de las ecuaciones en el sistema. Cuando existe correlación entre las componentes del error de las variables endógenas de la izquierda de la igualdad con las variables endógenas de la derecha entonces se pueden emplear en la estimación de los parámetros los métodos instrumentales 3SLS o FIML.

Estos métodos son igualmente aplicables a los modelos no lineales, aunque el proceso de convergencia es aún más complicado.

### 3.1.2.7.1. Capacidad de ajuste de los modelos y criterios de selección

La selección del mejor modelo se ha basado en el análisis de la capacidad de ajuste y de la capacidad predictiva, tanto por métodos analíticos como por métodos gráficos.

La capacidad de ajuste de los modelos se ha evaluado a partir de la obtención de diferentes estadísticos ampliamente empleados en bibliografía forestal, basados en el cálculo de los residuos (Clutter et al., 1983; Figueirido-Filho et al., 1996; Prodan et al., 1997; Gadow y Hui, 1997; Castedo y Álvarez González, 2000): el sesgo ( $\bar{E}$ ), evalúa la desviación del modelo respecto de los valores observados; el error medio cuadrático ( $EMC$ ) analiza la precisión de las estimaciones (Newnham, 1992; Torrubiano, 1994); el coeficiente de determinación ajustado ( $R^2_{Adj}$ ) representa la fracción de la variación total en los valores de la variable dependiente que es explicada por el modelo, teniendo en cuenta el número total de parámetros a estimar. Finalmente, también se ha utilizado el criterio de información de Akaike ( $AIC$ ), índice basado en minimizar la distancia de Kullback-Liebler. Resulta especialmente válido para ajustes por el método de los mínimos cuadrados en los que los residuos se distribuyen normalmente. En este trabajo se ha relativizado el valor del  $AIC$  de cada modelo en función del valor más pequeño, para facilitar la interpretación de los resultados y la comparación de los modelos (Borowiak,

1989; Burnham y Anderson, 2000). Así, al calcularse este estadístico como un logaritmo, su valor relativo se obtiene como una resta de los valores del *AIC* del modelo y el valor más pequeño.

Las expresiones de estos estadísticos derivan de los valores de los residuos del modelo. Se entiende por residuo a la diferencia entre el valor real u observado, y el predicho a partir del modelo. Su expresión matemática responde a la siguiente forma:

$$E_i = Y_i - \hat{Y}_i \quad [98]$$

donde  $E_i$  = Residuo  
 $Y_i$  = valor realmente observado de la variable dependiente  
 $\hat{Y}_i$  = valor de la variable dependiente predicho por el modelo

Las expresiones de los estadísticos empleados para determinar la capacidad de ajuste de los modelos se recogen a continuación:

Sesgo: 
$$\bar{E} = \frac{\sum_{i=1}^N (Y_i - \hat{Y}_i)}{N} \quad [99]$$

Error medio cuadrático: 
$$EMC = \frac{\sum_{i=1}^N (Y_i - \hat{Y}_i)^2}{N - p} \quad [100]$$

Coefficiente de determinación ajustado: 
$$R_{Adj}^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Y_i - \hat{Y}_i)^2}{\sum_{i=1}^N (Y_i - \bar{Y}_i)^2} \cdot \left( \frac{N-1}{N-p} \right) \quad [101]$$

Suma de los cuadrados de los residuos: 
$$\sum E^2 = \sum_{i=1}^N E_i^2 = \sum_{i=1}^N (Y_i - \hat{Y}_i)^2 \quad [102]$$

Valor relativo del AIC: 
$$\Delta_{AIC} = N \cdot \ln \hat{\sigma}_j^2 + 2 \cdot K_j - \min(N \cdot \ln \hat{\sigma}_j^2 + 2 \cdot K_j) \quad [103]$$

donde  $E_i$  = Residuo  
 $Y_i$  = valor realmente observado de la variable dependiente  
 $\hat{Y}_i$  = valor de la variable dependiente predicho por el modelo  
 $\bar{Y}_i$  = valor promedio de la variable dependiente  
 $N$  = número total de datos usados en el ajuste del modelo  
 $p$  = número de parámetros a estimar  
 $K_j$  = número de parámetros del modelo  $j$  más 1 ( $K_j = p_j + 1$ )  
 $\hat{\sigma}^2$  = estimador de la varianza del error del modelo  $j$

El valor del estimador de la varianza del error del modelo se obtiene como:

$$\hat{\sigma}^2 = \frac{\sum_{i=1}^N (Y_i - \hat{Y}_i)^2}{N} \quad [104]$$

De acuerdo con estos estadísticos un modelo será mejor que otro si presenta un menor valor de  $\bar{E}$ ,  $EMC$ ,  $\sum E^2$  y  $\Delta_{AIC}$  y un mayor valor del  $R^2_{Adj}$ .

Para el cálculo del  $R^2$  en los ajustes no lineales se ha seguido la propuesta recogida por Ryan (1997). El coeficiente de determinación del ajuste no lineal corresponde al  $R^2$  resultante del ajuste de los valores observados frente a los valores predichos resultantes del ajuste no lineal.

El objetivo final de las ecuaciones de biomasa es su aplicación directa, por lo que en los modelos en los que se ha realizado una transformación logarítmica se ha deshecho posteriormente esa transformación. Hay que considerar que en los modelos donde se estima una función de la biomasa, como en el caso de los logarítmicos, la variable explicada (logaritmo neperiano del peso) es un promedio del promedio de los logaritmos de diámetro  $d$  (si  $d$  es la variable explicativa). Este promedio es geométrico, y siempre menor al aritmético, por lo que los modelos logarítmicos subestiman el valor de biomasa (Cunia, 1964, Caillez, 1980). Para corregir este error sistemático se ha incorporado un factor corrector del sesgo ( $c$ ), que en el caso frecuente de que la transformación sea logarítmica aparece como multiplicativo en la expresión del modelo. Su expresión matemática es la siguiente:

$$c = e^{\left(\frac{EMC}{2}\right)} \quad [105]$$

donde  $c$  = factor corrector del sesgo  
 $EMC$  = error medio cuadrático del modelo logarítmico ajustado

De esta forma, la transformación exponencial de un modelo logarítmico de la forma  $\ln y = b_0 + b_1 \ln x_1 + \dots + b_n \ln x_n$  pasaría a ser expresada como  $y = c \cdot e^{b_0} \cdot x_1^{b_1} \dots x_n^{b_n}$ . Esta corrección, debida a Meyer (1944), se puede obviar si el ajuste de la función es bueno. Sin embargo, otros autores recomiendan su inclusión, sobre todo si el grado de precisión que se pretende obtener es elevado (Baskerville, 1972; Alder, 1980; Sterba, 2001). Con este factor se corrige la infraestimación de la biomasa debida a una inadecuada utilización de las ecuaciones obtenidas mediante transformación logarítmica, infraestimación que sólo alcanza cierta importancia cuando la varianza no explicada por la función es elevada.

Al analizar modelos con distintas variables dependientes, y para hacer comparables los valores de los estadísticos correspondientes a cada uno de ellos, se ha de considerar una misma variable dependiente para el cálculo de los residuos (García, 1995). Por ello, en el caso de comparar la bondad de ajuste de modelos con distinta variable dependiente debido a que ésta ha sido transformada, se ha empleado el índice de Furnival (Furnival, 1961; Caillez, 1980, Barrena, 1988), apoyándose en la desviación típica de los residuos. La razón por la que no se pueden comparar las desviaciones típicas de las ecuaciones sin transformar y transformadas se debe a que corresponde a variables distintas y no tienen por tanto las mismas dimensiones escalares (Guerra, 2001; Idoigabeitia y Fernández Manso, 2001). El índice es una transformación aproximada de la función de verosimilitud que presenta la ventaja de ser sensible tanto al tamaño de los residuos como a la distribución de los mismos, correspondiendo valores altos de este índice con los peores ajustes (González Doncel, 1989). La expresión que adopta este índice depende de la forma del modelo, de modo que para una variable dependiente transformada,  $X' = f(X)$ , su fórmula es la siguiente:

$$IF = [f'(X)]^{-1} \cdot RMSE \quad [106]$$

donde  $f'(X)$  es la primera derivada respecto a  $X$  de la variable dependiente ponderada y  $[f'(X)]^{-1}$  es la inversa de la media geométrica de esta derivada, que se puede calcular como:

$$[f'(X)]^{-1} = \exp \left[ \sum_{i=1}^N \ln Z_i / N \right] \quad [107]$$

siendo  $Z_i$  la inversa de  $f'(X)$ .

Cuando se emplea regresión ponderada para corregir la falta de homogeneidad de la varianza se utiliza un factor de ponderación  $1/(W)^k$  para el valor de la variable dependiente, por lo que la derivada anterior pasará a tener la forma  $f'(X) = 1/(W)^k$ , siendo el valor de  $Z_i$  en la ecuación [107] la inversa de esta derivada, esto es,  $Z_i = (W)^k$ . Cuando se quiere calcular la media geométrica para calcular el valor del IF, la potencia  $k$  puede salir del sumatorio ya que se están empleando logaritmos. Este valor de  $k$  se ha de dividir entre dos para adaptarse a la teoría de la regresión ponderada (Coble, 2003), quedando la expresión del IF como sigue:

$$IF = \exp \left[ \frac{k}{2} \sum_{i=1}^N \ln (W) / N \right] \cdot RMSE \quad [108]$$

En el caso de realizar una transformación logarítmica,  $f(x) = Ln(x)$ , por lo que  $Z_i = X_i$ , con lo que:

$$[f'(X)]^{-1} = \exp \left[ \sum_{i=1}^N \ln X_i / N \right] \quad [109]$$

y la expresión del Índice de Furnival se expresa finalmente como:

$$IF = \exp \left[ \sum_{i=1}^N \ln X_i / N \right] \cdot RMSE \quad [110]$$

En el caso de un modelo sin transformación o ponderación, el valor del índice coincide con la raíz cuadrada del error medio cuadrático ( $RMSE$ ):

$$IF = RMSE \quad [111]$$

En estas expresiones  $RMSE$  es la raíz cuadrada del error medio cuadrático residual de la regresión ajustada,  $N$  es el número de observaciones,  $W$  es el factor de ponderación para cada observación,  $X_i$  es el valor de la variable dependiente sin transformar para cada observación y  $k$  es el valor de la potencia usada en el factor de ponderación. Mediante el índice de Furnival no sólo se refleja la magnitud de los residuos sino también posibles desviaciones con respecto a la hipótesis de normalidad y de homogeneidad de varianza (Parresol, 1999). Es por esto que se ha

convertido en uno de los estadísticos más útiles para comparar los modelos de biomasa (Crow y Laidly, 1980; Parresol, 1999, 2001).

#### *3.1.2.7.1.1 Análisis gráfico*

El análisis gráfico de los modelos consiste en examinar diferentes representaciones de los datos experimentales y de los residuos obtenidos en sus ajustes. Constituye una herramienta muy importante para la selección de los modelos, ya que permite detectar fácilmente errores o comportamientos anómalos (Draper y Smith, 1981; Soares et al., 1995; Gadown et al., 2001; Huang, 2002).

En este trabajo se ha llevado a cabo una representación gráfica de los valores reales de las variables frente a los predichos, a los que se ha superpuesto la recta ideal 1:1, con el fin de inspeccionar de manera visual si las predicciones eran acordes con los valores reales. Además, se ha analizado también el gráfico de residuos frente al valor predicho de la variable dependiente con la finalidad de detectar valores atípicos o tendencias extrañas en los datos. Estos gráficos son especialmente válidos para detectar comportamientos anómalos del modelo (Álvarez y Ruíz, 1995; Soares et al., 1995; Gadown et al., 2001).

La representación gráfica de los residuos frente a la variable dependiente es una herramienta especialmente válida para detectar la presencia de desviaciones locales que el ajuste numérico global no es capaz de detectar. Además, es un buen método para evaluar si se verifican algunas de las hipótesis de partida de la regresión. En este sentido, si los residuos son insesgados (esperanza matemática de los errores igual a cero), en el gráfico de residuos frente a estimados los primeros han de distribuirse en torno al cero. Con respecto a la hipótesis de homocedasticidad, si la varianza no es homogénea (heterocedasticidad), los residuos presentan una disposición en forma de embudo o trompeta (Vanclay, 1994). Normalmente esta hipótesis se suele analizar únicamente de forma gráfica, ya que la habitual ausencia de normalidad de residuos implica que el empleo de test estadísticos resulte poco práctico (White, 1980).

Algunos de los estadísticos empleados en el ajuste o la validación también deben ser analizados gráficamente, siendo en este sentido interesante estudiar la evolución del sesgo o el error medio cuadrático por clases de la(s) variable(s) independiente(s).

#### **3.1.2.7.2. Capacidad predictiva global de los modelos**

Una vez analizada la capacidad de ajuste de un modelo es necesario precisar si la bondad del ajuste refleja también la calidad de las predicciones (Ljung, 1987; Huang, 2002). Este proceso, conocido como validación, nos ayudará a seleccionar el mejor modelo. Se puede realizar siguiendo diferentes metodologías:

1. Comparación de las predicciones y coeficientes con teorías físicas.
2. Comparación de los resultados del ajuste con los obtenidos por la teoría y la simulación.
3. Empleo de nuevos datos, independientes de los del ajuste.
4. División de los datos en dos grupos o la validación cruzada.

Las dos últimas proporcionan valores de errores de predicción, por lo que han sido las más empleadas en el ámbito forestal hasta nuestros días.

La forma más correcta de demostrar la capacidad estimativa de un modelo consiste en testarlo con datos totalmente independientes a los empleados para el ajuste, ya que la calidad de éste no refleja necesariamente la capacidad predictiva de la función (Vanclay y Skovsgaard, 1997; Pretzsch et al., 2002a; Kozak y Kozak, 2003). El problema que se plantea en este caso es que se requiere un conjunto de datos para el ajuste distinto del que se precisa para la validación, lo que no siempre es factible.

Debido a estas circunstancias, hasta hace poco años se optaba por dividir aleatoriamente un único conjunto de datos iniciales en dos subconjuntos, asumiendo que éstos se habían obtenido de muestras separadas o distintas. Posteriormente se ha demostrado que esta suposición no es correcta, esto es, las muestras no son independientes (Huang, 2002). Es evidente que con esta metodología se pierde capacidad de ajuste, ya que se utiliza una parte del total de datos exclusivamente para la validación.

La metodología finalmente empleada en este trabajo es la validación cruzada (cross-validation). En este caso la validación se realiza con los mismos datos que el ajuste (Myers, 1986). Se basa en el empleo de los residuos eliminados, esto es, calcular los residuos de cada dato empleando los parámetros estimados al ajustar el modelo con los restantes datos. El residuo eliminado de la observación *i*ésima es la diferencia que existe entre el valor real de la variable dependiente y el valor estimado por una función que se ha ajustado a todos los datos excepto a la observación *i*ésima. Algunos autores denominan a este residuo eliminado como residuo PRESS (Predicted Residual Sum of Squares), si bien éste, definido de un modo estricto, es la suma de los residuos eliminados elevados al cuadrado.

Esta alternativa es, por tanto, similar a la de división aleatoria del conjunto total de datos en dos submuestras, excepto que la proporción de los dos conjuntos de datos es siempre fija: los datos de validación tienen siempre una observación y el resto de datos se usan para el ajuste (Huang, 2002). La utilización de esta metodología está muy extendida en el ámbito forestal (Tomé et al., 2001; López et al., 2003; Soares y Tomé, 2002).

Como en el caso de la fase de ajuste, en la validación se calcularon el sesgo, el error medio cuadrático, la eficiencia del modelo ajustada ( $EFM_{adj}$ , equivalente al coeficiente de determinación ajustado de la fase anterior) y el criterio de información de Akaike en diferencias, a partir de los valores de los residuos eliminados  $E_{(i)}$ . Estos estadísticos se calculan de la manera indicada anteriormente por las fórmulas empleadas en el ajuste, sustituyendo en este caso los valores de  $Y_i$ ,  $\hat{Y}_i$  y  $\bar{Y}_i$  por los de  $Z_i$ ,  $\hat{Z}_i$  y  $\bar{Z}$ , que son respectivamente el valor de la observación *i*ésima, los valores predicho y promedio cuando el ajuste del modelo se ha realizado sin dicha observación “*i*”. La expresión del residuo eliminado se calcula como:

$$E_{(i)} = Z_i - \hat{Z}_i \quad [112]$$

Las expresiones matemáticas de los estadísticos propios de la fase de validación son las siguientes:

$$EFM_{adj} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Z_i - \hat{Z}_i)^2}{\sum_{i=1}^N (Z_i - \bar{Z})^2} \cdot \left( \frac{N-1}{N-p} \right) \quad [113]$$

$$PRESS \text{ (Predicted Residual Sum of Squares)} = \sum_{i=1}^N (Z_i - \hat{Z}_{(i)})^2 = \sum_{i=1}^N E_{(i)}^2 \quad [114]$$

La eficiencia del modelo ajustada es un índice relativo de ajuste que representa la proporción de varianza observada en los datos originales que es explicada por el modelo, variando entre 0 (el modelo no es mejor que una simple media) y 1 (ajuste perfecto) (Vanclay y Skovsgaard, 1997).

Recientemente, algunos autores han cuestionado que los estadísticos basados en los residuos de la validación, ya sean procedentes de una división aleatoria del conjunto de datos (split-validation) o de la eliminación de un valor en cada ajuste (cross-validation), proporcionen alguna información adicional con respecto a la aportada por los estadísticos calculados para el conjunto entero de datos (Huang, 2002; Kozak y Kozak, 2003). Kozak y Kozak (2003) considera que éstos últimos aportan generalmente una estimación mejor y más realista de los errores de predicción que cualquiera de las dos metodologías de validación comentadas. Además, hay que considerar que la correcta validación de un modelo sólo se puede realizar con su empleo a lo largo del tiempo.

Por todas las circunstancias antes comentadas, la validación cruzada se ha considerado en este trabajo como un criterio más a considerar en la elección del mejor modelo, y no como una validación en sentido estricto.

### 3.1.2.7.3. Otros análisis estadísticos

#### 3.1.2.7.3.1 Diagnóstico de colinealidad

En los modelos matemáticos donde se incluye un elevado número de variables independientes pueden aparecer problemas de colinealidad, es decir, un alto grado de correlación entre las variables explicativas. En este caso, diferentes variables representan o miden fenómenos similares, siendo recomendable identificar las posibles asociaciones lineales entre ellas.

Aunque este fenómeno no impide que los estimadores de los parámetros sean insesgados, sí puede producir alguno de los siguientes problemas (Myers, 1986; Kozak, 1997):

- Pequeñas variaciones en los datos de partida pueden motivar cambios significativos en la estimación de los parámetros.
- Los parámetros estimados en la regresión poseen altos errores estándar y elevadas varianzas, que motivan falta de significación estadística.
- Las estimaciones de los parámetros pueden mostrar magnitudes ilógicas y/o tener signo incorrecto.

Si los coeficientes de correlación lineal simple entre dos variables independientes son  $r_{ij} = 1,0$  ó  $-1,0$   $i \neq j$  (correlación perfecta), la inversa de la matriz de covarianza no existe (matriz singular), y los coeficientes de regresión múltiple no pueden ser calculados. En regresión múltiple, la situación ideal aparece cuando todas las variables regresoras son ortogonales o independientes ( $r_{ij} = 0, \forall ij, i \neq j$ ). Estas dos situaciones extremas no se suelen dar en la práctica, siendo habitual en el ámbito forestal la aparición de cierta colinealidad.

El grado de colinealidad entre variables se puede expresar a partir de la matriz de correlación entre las variables explicativas, el factor de inflación de la varianza (FIV), los autovalores de la matriz de covarianza y el índice de condicionamiento (IC (R)).

Cuando se ajusta un modelo de la forma  $y_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot x_{i1} + \beta_2 \cdot x_{i2} + \dots + \beta_k \cdot x_{ik} + \varepsilon_i$ , la varianza de las estimaciones de los parámetros  $\beta_l$  ( $l \neq 0$ ) viene dada por la siguiente expresión:

$$Var(\hat{\beta}_l) = \frac{\sigma^2}{S_l^2 (1 - R_{l,k-l}^2) n} \quad [115]$$

donde  $\sigma^2$  es la varianza del error del modelo,  $S_i^2$  es la varianza de la variable independiente que acompaña al parámetro  $\beta_i$  ( $S_i^2 = \text{var}[x_{iI}]$ ),  $R_{i,k-l}^2$  es el coeficiente de determinación múltiple del modelo lineal que tiene a  $x_{iI}$  como variable dependiente y a las restantes  $k-l$  como variables independientes, y  $n$  es el número total de datos. Esta varianza se puede expresar como  $\text{Var}(\hat{\beta}_i) = \text{Var}(\hat{\beta}_i)_{RS} \cdot \frac{1}{1 - R_{i,k-l}^2}$ , siendo  $\text{Var}(\hat{\beta}_i)_{RS}$  la varianza del parámetro

$\hat{\beta}_i$  en un modelo lineal simple de la forma  $y_i = \beta_0 + \beta_i \cdot x_{iI} + \varepsilon_i$ . El término  $\frac{1}{1 - R_{i,k-l}^2}$  se

define como el factor de inflación de la varianza (FIV) de la variable  $x_{iI}$  (Marquardt, 1970, cit. en Schröder et al., 2002). Este factor es el resultado de la inversa de la unidad menos el cociente de determinación ( $R_{i,k-l}^2$ ) que resulta de la regresión lineal de la variable dada frente a las otras variables regresoras del modelo. Si todas las variables son ortogonales entre sí con respecto al resto, el valor de este coeficiente de determinación y del FIV es muy pequeño. En general, con valores de este estadístico superiores a 5 se considera que existe colinealidad entre las variables independientes (Van Laar, 1991; Marquardt, 1970, cit. en Schröder et al., 2002). Otros autores fijan este valor crítico en 10 (Ryan, 1997).

Otro de los estadísticos que se emplean para testar la colinealidad es el índice de condicionamiento, IC (R). Para su cálculo se ha de realizar un análisis de componentes principales de las variables regresoras. Se definen las componentes principales de un conjunto de variables a otras, combinación lineal de aquellas y que muestran tres propiedades claramente definitorias: no están correlacionadas entre sí, mantienen la misma información que las variables de origen, y tienen la máxima varianza posible con estas limitaciones que se comentan. La varianza de cada componente principal es un autovalor de la matriz de varianzas-covarianzas de las variables de origen.

A la hora de determinar cuándo un autovalor pequeño está suficientemente próximo a cero, se emplea su valor relativo con respecto al mayor. Así, para cada autovalor se define el índice de condicionamiento (IC (R)) como la raíz cuadrada del cociente entre el mayor y el menor de ellos, tal y como se recoge en la siguiente expresión:

$$IC(R) = \left( \frac{\text{máximo autovalor de la matriz } R}{\text{mínimo autovalor de la matriz } R} \right)^{1/2} \geq 1 \quad [116]$$

donde  $R$  es la matriz de correlaciones entre las variables independientes del modelo. Cuando todas las variables son ortogonales, todos los autovalores son iguales a 1, mientras que cuando existe un alto grado de correlación entre variables, algún autovalor es próximo a cero, con lo que el valor del índice de condicionamiento se eleva. Por tanto, el cálculo de los autovalores permite determinar no sólo la existencia de colinealidad, sino el número de colinealidades.

Belsey et al. (1991) asume que si  $10 < IC(R)$  no hay multicolinealidad, si  $10 \leq IC(R) \leq 30$ , hay un problema moderado de multicolinealidad, y si  $IC(R) > 30$ , ésta supone un problema grave. Por otro lado, Draper y Smith (1981) afirman que cuando  $5 \leq IC(R) \leq 10$  no existen problemas de colinealidad, si  $30 \leq IC(R) \leq 100$  existen problemas de colinealidad, y si  $IC(R) > 1.000$  los problemas por este aspecto son severos. Finalmente, Peña (1995) sugiere un valor crítico de 60 para asegurar una alta colinealidad.

Se puede recurrir a la descomposición de la varianza de las estimaciones para identificar las variables que están correlacionadas. El problema se soluciona eliminando del modelo las

variables explicativas que son combinación lineal de las restantes. Sin embargo, cuando es necesario escoger de entre un conjunto de variables independientes cuáles han de formar parte de la expresión final, se ha de adoptar una solución de compromiso entre un modelo muy completo, con un gran número de variables, y una predicción de la variable explicada con varianza suficientemente reducida.

### **3.1.3. Determinación del contenido nutricional de los sistemas forestales**

#### **3.1.3.1. Estudio de las fracciones vegetales y del mantillo**

Se determinó la cantidad de nutrientes almacenados en las diferentes fracciones arbóreas, en el suelo y en su horizonte orgánico (mantillo). Para el caso de los componentes vegetales se emplearon las muestras secas que habían servido para determinar los porcentajes de humedad de las diferentes fracciones del árbol. En cada parcela de las establecidas para la cuantificación de la biomasa forestal, y para cada fracción, se empleó una muestra única obtenida mediante la adición y uniformización de las muestras de los árboles cortados y pesados en cada parcela.

El estudio nutricional del horizonte orgánico (mantillo) se fundamentó en la toma de tres muestras al azar en cada parcela, empleando un aro metálico de 30 cm de diámetro de cuyo interior se retiró todo el mantillo, que fue llevado a laboratorio y secado a 65 °C. Después de efectuar los análisis químicos, y una vez conocidas sus concentraciones y el peso seco de la muestra, se procedió a determinar el contenido de nutrientes del horizonte orgánico por unidad de superficie.

Los análisis químicos de las muestras vegetales y de mantillo incluyeron los siguientes elementos: C, S, N, P, K, Ca, Mg, Na, Mn, Al, Fe, Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Zn, As, B y Si. Una vez determinadas sus concentraciones, y después de multiplicar por el valor del peso seco de las diferentes fracciones de la biomasa por unidad de superficie, se calcularon las cantidades de nutrientes, en peso/ha, contenidos en cada una de las fracciones arbóreas.

#### **3.1.3.2. Estudio de los suelos**

En cada una de las masas estudiadas se efectuaron tres calicatas, en cada una de las cuales se tomaron muestras del horizonte mineral superficial (horizonte A ó A<sub>1</sub>) y de los horizontes subsuperficiales, además de medir sus profundidades. Después de secar las muestras en estufa a 40 °C hasta peso constante se determinó su granulometría considerando tres fracciones: < 2 mm (partículas finas), 2-50 mm (partículas medias) y > 50 mm (partículas gruesas). En este caso se efectuaron únicamente en las muestras de partículas finas los análisis químicos de los elementos ya comentados anteriormente para los componentes vegetales, así como un estudio del pH.

Para conocer la densidad aparente de cada horizonte subsuperficial se tomaron tres muestras utilizando un cilindro de acero de 4 cm de longitud y 2,8 cm de radio interior, que fueron secadas a 105 °C hasta peso seco constante.

Empleando los datos medios de profundidad de horizontes, granulometría, densidad aparente y concentración de elementos de las muestras se calcularon las cantidades de nutrientes en el suelo por unidad de superficie.

### 3.1.3.3. Técnicas de análisis empleadas para las muestras vegetales y de suelo

Una vez secas, las muestras vegetales y de mantillo se molieron y se pasaron por un tamiz de 0,25 mm de luz. Su concentración de C, S y N se determinó por combustión en un autoanalizador Leco. Para el resto de nutrientes se recurrió al análisis mediante ICP-OES (espectrometría de emisión óptica por plasma acoplado inductivamente), previa digestión en H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado y H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, a 390 °C.

En las muestras de suelo se determinaron los pH en H<sub>2</sub>O y KCl 0,1 N con electrodo de vidrio, tras dos horas de reacción en este último caso, y considerando una relación suelo: disolución de 1:2,5 (Guitián y Carballas, 1976). Las concentraciones de C, S y N también se determinaron mediante autoanalizador Leco, mientras que para el resto de elementos las concentraciones asimilables se establecieron mediante el uso del reactivo Mehlich III (Mehlich, 1984) y el análisis con ICP-OES.

### 3.1.3.4. Evaluación del estado nutricional

Para valorar el estado nutricional de las parcelas se compararon los niveles de concentración de los elementos analizados con los ofrecidos como óptimos, típicos o de referencia en la bibliografía. Además, se ha estimado el potencial productivo empleando el Índice de Reserva de la Vegetación (IRV) (Fassbender y Bornemisza, 1987), que responde a la siguiente fórmula:

$$IRV = \frac{\text{Reserva en vegetación (kg ha}^{-1}\text{) + mantillo (kg ha}^{-1}\text{)}}{\text{Reserva en el horizonte A (kg ha}^{-1}\text{)}} \quad [117]$$

Este cociente relaciona la cantidad de un elemento nutritivo contenido en la biomasa aérea del rodal además de la que contiene el mantillo con la cantidad del elemento en el suelo. Un IRV demostrará un mayor grado de estabilidad del sitio en la medida que alcance un menor valor. Por el contrario, altos valores del IRV indican inestabilidad.

Finalmente también se ha considerado el concepto de coste nutricional. El coste de elementos nutritivos se calcula como la cantidad de elemento nutritivo contenido en un componente de la biomasa, expresado en kilogramos de elemento por tonelada de biomasa (Crane y Raison, 1980). El valor inverso se denomina eficiencia. Estos indicadores nos dan una visión del aprovechamiento de los elementos nutritivos en la producción de biomasa. Un mayor coste o mayor valor del índice demuestra una menor eficiencia de la especie para producir biomasa.

### 3.1.3.5. Análisis de correlaciones simples

Se ha verificado la posible relación entre la distribución nutricional de los diferentes componentes de los sistemas forestales estudiados. Para ello se efectuaron análisis de correlaciones simples mediante el cálculo del coeficiente de Pearson, empleando el procedimiento CORR del paquete estadístico SAS (SAS Institute Inc. 2001).

## **3.2. EFECTO DE LA SELVICULTURA Y DE LAS OPERACIONES DE APROVECHAMIENTO SOBRE LA EXTRACCIÓN DE NUTRIENTES A LO LARGO DEL TURNO EN SISTEMAS DE *Pinus pinaster* Y *Eucalyptus globulus***

### **3.2.1. Diseño de la experiencia**

De forma complementaria a la caracterización nutricional de los sistemas forestales de las tres especies consideradas en este trabajo se ha abordado el estudio del efecto de diferentes regímenes selvícolas y alternativas de aprovechamiento sobre la extracción de nutrientes a lo largo del turno en las masas de *Pinus pinaster* y *Eucalyptus globulus*. Estas dos especies están sometidas a un tipo de selvicultura intensiva de modo que la incidencia de los cambios en el estado nutricional pueden ser mayores. Se dejó fuera de esta discusión al roble ya que su comportamiento es muy distinto al de estas especies de crecimiento rápido, claramente orientadas hacia objetivos productivistas, manejadas a turnos mucho más cortos, con esquemas selvícolas muy intensivos, de modo que estos sistemas son más inestables desde el punto de vista nutricional que las carballeiras.

A partir de la integración de modelos de crecimiento, de ecuaciones de biomasa arbórea y de la desagregación de las variables dasométricas de masa se ha determinado la acumulación de nutrientes en cada una de las fracciones arbóreas a lo largo del turno, de forma que se han evaluado las cantidades extraídas y devueltas al medio en las cortas intermedias y en la corta final considerando diferentes tratamientos selvícolas, calidades de estación y posibilidades de extracción de fracciones arbóreas durante el aprovechamiento.

Esta misma técnica de integración de modelos de crecimiento, ecuaciones de biomasa y concentración de nutrientes en las fracciones arbóreas fue también utilizada para referenciar el estado nutricional de las seis masas de *Pinus pinaster* y de *Eucalyptus globulus* estudiadas en este trabajo a una misma edad, para realizar de esta forma una comparación entre ellas con más criterio y aportar unos valores medios por especie de más rigor. En *Pinus pinaster*, las seis masas estudiadas se proyectaron a 40 años de edad, mientras que en *Eucalyptus globulus* la edad seleccionada fue de 18 años.

Estas simulaciones se fundamentan en la aplicación de ecuaciones de biomasa a la distribución diamétrica de la masa, para lo que se hizo necesario desagregar las variables de masa en dos etapas: en la primera se determinó la distribución diamétrica a partir del área basimétrica y de la densidad; en la segunda se estimó la altura correspondiente a los diámetros marca de clase. De esta forma, esta simulación de nutrientes extraídos en las cortas realizadas a lo largo de la rotación se ha efectuado a partir de modelos de crecimiento, de ecuaciones de estimación de biomasa y de los valores medios de concentraciones de nutrientes en las distintas fracciones arbóreas. En el caso de *Pinus pinaster* se empleó un modelo dinámico de rodal, que permite predecir la evolución en el tiempo de tres variables de estado básicas: la densidad ( $N$ ), el área basimétrica ( $G$ ) y la altura dominante ( $h_{dom}$ ), para un rango amplio de regímenes de clara. La estructura del modelo se ha descrito en Álvarez González et al. (1999) y se detalla en este trabajo en el apartado de Modelo de crecimiento de *Pinus pinaster*. Para *Eucalyptus globulus* se han empleado las tablas de producción para distintos espaciamientos iniciales (Fernández, 1982), elaboradas a partir de un modelo clásico de carácter estático. Aplicando funciones de salida a partir de estos modelos de rodal se predijo para una edad determinada la distribución diamétrica completa de la masa, para lo que se empleó la función de distribución de Weibull, fijándose el parámetro de situación  $a$  en 5 cm, calculándose los dos parámetros restantes por el método de los momentos y empleando el método de recuperación

de parámetros. Para las dos especies, se hizo necesario el ajuste de una ecuación de regresión entre el diámetro medio y el diámetro medio cuadrático, con el fin de poder emplear los valores de este último que se derivan de las variables de estado.

El siguiente paso en el proceso de integración de los modelos de crecimiento fue la estimación de una relación altura-diámetro generalizada, para lo que se empleó la ecuación propuesta por Schröder y Álvarez (2001) ajustada a cada especie. La consideración como variables independientes de la altura dominante ( $h_{dom}$ ) y el diámetro medio cuadrático ( $d_g$ ) permite su utilización para cualquier edad y, en definitiva, estimar la altura correspondiente al diámetro marca de clase.

El uso encadenado de todas estas ecuaciones permitió definir la evolución de un rodal estándar correspondiente a una determinada calidad, estableciendo los estados antes y después de clara (*Pinus pinaster*) y en el momento de la corta final (*Pinus pinaster* y *Eucalyptus globulus*). Por diferencia entre aquellos se pudo determinar la masa extraída acumulada a lo largo de toda la rotación hasta alcanzar la corta final. De forma análoga, esta desagregación y el uso combinado de estos modelos de crecimiento permitió proyectar el estado de las masas de pino y eucalipto estudiadas a una edad de referencia de 40 y 18 años respectivamente, para facilitar su comparación.

Una vez que mediante esta desagregación, y para un momento dado, se conoce la distribución diámetrica y de alturas de la masa, se procede a entrar con estos valores en unas tarifas de biomasa. Las ecuaciones de biomasa empleadas en este caso son las mismas que se han ajustado en este trabajo para las especies estudiadas; en ellas se relaciona el peso de los distintos componentes arbóreos con variables de árbol (diámetro normal y altura total) y/o de masa (área basimétrica, altura dominante y altura media).

Una vez conocida la biomasa de las distintas fracciones arbóreas presente en un momento puntual en la masa se aplicaron los valores medios de concentración de nutrientes en esos componentes arbóreos para estimar finalmente la cantidad de nutrientes presente en la biomasa arbórea en cualquier momento de la rotación.

### 3.2.2. Modelos de crecimiento de *Pinus pinaster* empleados en las simulaciones

El proceso de simulación en las masas de *Pinus pinaster* comenzó con el empleo de un modelo dinámico de rodal basado en la predicción del incremento anual del área basimétrica y se obtuvo a partir de datos obtenidos en rodales regulares de esta especie en Galicia (Álvarez González et al., 1999). El modelo se compone de cinco relaciones fundamentales a partir de las cuales se puede predecir la evolución en el tiempo de la densidad ( $N$ ), el área basimétrica ( $G$ ) y la altura dominante ( $h_{dom}$ ), para un rango amplio de regímenes de clara.

La primera relación fundamental consiste en una función altura dominante-edad, que se ajustó siguiendo la ecuación de Biging y Wensel (1985), y que responde a la siguiente forma:

$$h_{dom} = 2,2878 \cdot S^{0,9433} \cdot \left(1 - \frac{1}{e^{0,2594t}}\right)^{1,4061} \quad \text{con} \quad S = 0,7612 \cdot S_R^{1,0601} \quad [118]$$

donde  $h_{dom}$  es la altura dominante (dm),  $S$  el índice de sitio modificado (dm),  $S_R$  el índice de sitio real (dm) y  $t$  la edad (años).

Para modelizar la evolución del área basimétrica se emplearon tres ecuaciones:

- En las primeras edades, al no contar con datos de incremento anual de área basimétrica, se ajustó una ecuación que proporciona su valor en función de la densidad y de la altura media o dominante, y que constituye la segunda relación fundamental:

$$d_g = -1,9018 + 14,838 \cdot \frac{100}{N^{0,75}} + 0,8806 \cdot h_{dom} \quad [119]$$

donde  $d_g$  es el diámetro medio cuadrático (cm),  $N$  la densidad (pies  $ha^{-1}$ ), y  $h_{dom}$  la altura dominante (m).

- Para edades que oscilan entre 1 y 10 años la ecuación empleada para el cálculo del área basimétrica responde a la siguiente forma:

$$G = \pi \cdot d_g^2 \cdot N / 40000 \quad [120]$$

A partir de los 10 años de edad se emplea una función de transición principal, que predice incrementos anuales del área basimétrica ( $I_G$ ) en función del valor de partida de dicha variable ( $G$ ) y de la edad del rodal ( $t$ ). Esta relación permite proyectar hacia el futuro el estado del rodal y constituye la tercera relación fundamental del modelo:

$$I_G = 27,7833 \cdot G^{0,3367} \cdot t^{-1,3407} \quad [121]$$

siendo  $I_G$  el incremento anual del área basimétrica ( $m^2 ha^{-1}$ ),  $G$  el área basimétrica inicial ( $m^2 ha^{-1}$ ) y  $t$  la edad inicial (años). De esta forma, el área basimétrica para un año  $i$  ( $G_i$ ), en  $m^2 ha^{-1}$  se expresaría como:

$$G_i = G_{dc_{i-1}} + \left( 27,7833 \cdot G_{dc_{i-1}}^{0,3367} \cdot t_{i-1}^{-1,3407} \right) \quad [122]$$

donde  $G_{dc_{i-1}}$  es el área basimétrica después de clara en el año  $i-1$  ( $m^2 ha^{-1}$ ), y  $t_{i-1}$  es la edad (años).

- La realización de un clareo o una clara modifica el estado del rodal, y se traduce en una reducción del área basimétrica que se obtiene mediante la cuarta relación fundamental o función de control. El uso de este índice de relación de extracción de área basimétrica ( $R_e$ ) permite conocer el área basimétrica extraída en la clara partiendo de la elección previa del peso de esta (evaluado mediante la proporción de pies extraídos) y del tipo de clara a realizar:

$$R_e = \frac{G_e / G}{N_e / N} \quad [123]$$

Este índice toma valores que oscilan entre 0,35 y 0,95, y ha proporcionado buenos resultados en diferentes trabajos (Gadow y Hui, 1997). Valores entre 0,35 y 0,60 corresponden a claras por lo bajo; para claras mixtas oscilan entre 0,60-0,90, siendo superiores a 0,90 para las claras por lo alto. En clareos o claras sistemáticas, el valor de  $R_e$  es igual a 1.

La consideración de distintos valores de este índice permite simular cualquier tipo de claras. Si además se determina la densidad a extraer, podrá calcularse con la ecuación anterior el área basimétrica extraída, estableciendo la modificación instantánea en el estado del rodal.

La quinta relación fundamental es una tarifa de cubicación de masa que actúa como función de salida, ya que proporciona una variable adicional, el volumen total, en función del área basimétrica ( $G$ ) y la altura dominante ( $h_{dom}$ ):

$$V = 0,4215 \cdot G \cdot h_{dom} \quad [124]$$

siendo  $V$  el volumen maderable con corteza ( $m^3 \text{ ha}^{-1}$ ),  $G$  es el área basimétrica ( $m^2 \text{ ha}^{-1}$ ) y  $h_{dom}$  la altura dominante (m).

El proceso de simulación comienza con la aplicación de las ecuaciones del modelo dinámico de *Pinus pinaster* a un rodal de esta especie, de modo que se simula la evolución de las variables de masa ( $h_{dom}$ ,  $G$ ,  $N$ ) antes y después de clara durante los diferentes años hasta alcanzar el turno de la masa, que se ha fijado en 30 años. En un primer momento, para una edad  $t = 1$  se fija una densidad inicial de plantación (2000 ó 1110 pies  $\text{ha}^{-1}$ ). La altura dominante para esa edad se calcula aplicando la ecuación [118], el diámetro medio cuadrático empleando la expresión [119] hasta los 10 años, y el área basimétrica con la ecuación [120] hasta los diez años. El proceso de simulación continúa de esta forma hasta el momento en que se realice una corta intermedia. Estas claras se caracterizan mediante dos parámetros: su peso, definido como el número de pies a extraer, que depende de un factor  $n$  (expresión [125]), y el tipo de clara, que viene dado por el índice de relación de extracción de área basimétrica ( $R_e$ ) (reflejado en la expresión [126]). De esta forma el número de pies ( $N_e$ ) y el área basimétrica extraídos ( $G_e$ ) en la clara se calculan siguiendo estas expresiones:

$$N_e = n \cdot N \quad [125]$$

$$G_e = N_e \cdot G \cdot R_e / N \quad [126]$$

Los valores de  $n$  y de  $R_e$  para las claras se han calculado de forma iterativa considerando el tipo de clara a realizar y las cinco intensidades de clara probadas, considerando esta intensidad como el cociente entre el volumen extraído en claras y el volumen total producido por la masa durante la rotación.

Una vez calculada la evolución de las variables de masa, en la siguiente fase de la simulación se emplean los valores de  $h_{dom}$ ,  $G$  y  $N$  antes y después de clara, y también en el momento de la corta final. Así, se calcula el diámetro medio cuadrático ( $d_g$ ) antes y después de clara según esta expresión:

$$d_g = \sqrt{\frac{4 \cdot G}{\pi \cdot N}} \cdot 100 \quad [127]$$

donde  $d_g$  es el diámetro medio cuadrático (cm),  $G$  el área basimétrica ( $m^2 \text{ ha}^{-1}$ ) y  $N$  la densidad (pies  $\text{ha}^{-1}$ ). Así mismo, para conocer los valores del diámetro medio antes y después de clara se ajustó una ecuación que relaciona esta variable con el diámetro medio cuadrático. La expresión final de esta ecuación ajustada fue la siguiente:

$$\bar{d} = 1,014131 \cdot N^{-0,005317} \cdot h_{dom}^{-0,0113491} \cdot d_g^{1,010132} \quad [128]$$

donde  $\bar{d}$  es el diámetro medio (cm),  $N$  representa la densidad (pies ha<sup>-1</sup>),  $h_{dom}$  es la altura dominante (m) y  $d_g$  el diámetro medio cuadrático (cm).

Una vez conocidos  $d_g$  y  $\bar{d}$ , el siguiente paso consistió en determinar la distribución diamétrica de la masa antes y después de clara y en la corta final, empleando para ello la función de distribución de Weibull resuelta mediante el método de los momentos (Hyink, 1980). La función Weibull es una de las funciones de distribución de probabilidad más ampliamente utilizadas para caracterizar las distribuciones de diámetro, secciones o volúmenes de masas forestales, como lo reflejan los numerosos trabajos en los que ha sido empleada (por ejemplo: Bailey y Dell, 1973; Kangas y Maltamo, 2000).

La expresión de la función de densidad de Weibull es la siguiente:

$$f(x) = \left(\frac{c}{b}\right) \cdot \left(\frac{x-a}{b}\right)^{c-1} \cdot e^{-\left(\frac{x-a}{b}\right)^c} \quad [129]$$

donde  $x$  es la variable aleatoria,  $a$  es un parámetro de situación relacionado con el valor mínimo de la variable aleatoria,  $b$  es un parámetro de escala y  $c$  es un parámetro de forma. Los valores que adoptan los tres parámetros son mayores o iguales a cero y su variación permite que la función tome diversas formas. Integrando la ecuación [129] se obtiene la función de distribución de Weibull, que responde a la siguiente forma:

$$F(x) = \int_0^x \left(\frac{c}{b}\right) \cdot \left(\frac{x-a}{b}\right)^{c-1} \cdot e^{-\left(\frac{x-a}{b}\right)^c} = 1 - e^{-\left(\frac{x-a}{b}\right)^c} \quad [130]$$

siendo  $F(x)$  la frecuencia relativa acumulada de árboles con un diámetro menor o igual a  $x$ .

El número de pies de la masa con un diámetro menor o igual a  $x$  se estima multiplicando la frecuencia relativa por el número total de pies ( $N$ ). Si se multiplica esta expresión por el valor del diámetro se obtiene una función que, integrada entre el diámetro mínimo y el máximo, permite obtener el valor del diámetro medio.

$$\int_{d_{\min}}^{d_{\max}} \left(\frac{c}{b}\right) \cdot \left(\frac{x-a}{b}\right)^{c-1} \cdot e^{-\left(\frac{x-a}{b}\right)^c} \cdot x \cdot dx = d \quad [131]$$

Del mismo modo se pueden plantear ecuaciones que relacionen los momentos centrados de segundo y tercer orden de la distribución diamétrica (varianza y coeficiente de asimetría, respectivamente) con los parámetros de la función de densidad. Con esto se plantea un sistema de tres ecuaciones con tres incógnitas que permite estimar los valores de los parámetros  $a$ ,  $b$  y  $c$ .

El valor del parámetro de situación  $a$  se fijó en 5, que corresponde con el diámetro mínimo inventariable, planteando de esta forma un sistema de dos ecuaciones con dos incógnitas empleando el diámetro medio y la varianza de la distribución diamétrica observada.

$$\bar{d} = a + b \cdot \Gamma\left[1 + \frac{1}{c}\right] \quad [132]$$

$$\sigma^2 = b^2 \cdot \left( \Gamma\left[1 + \frac{2}{c}\right] - \Gamma^2\left[1 + \frac{1}{c}\right] \right) \quad [133]$$

donde  $\bar{d}$  y  $\sigma^2$  son respectivamente el diámetro medio y la varianza de la distribución diamétrica observada y  $\Gamma[i]$  es el valor de la función Gamma en el punto  $i$ , respondiendo esta función a la siguiente expresión:

$$\Gamma(i) = \int_0^{\infty} x^{i-1} \cdot e^{-x} dx \quad [134]$$

donde  $x$  es la variable aleatoria, en este caso una función del parámetro de forma  $c$ .

Reordenando los términos de las ecuaciones [132] y [133], se obtienen las siguientes expresiones:

$$b = \frac{d - a}{\Gamma\left[1 + \frac{1}{c}\right]} \quad [135]$$

$$\sigma^2 = \frac{(d - a)^2}{\Gamma^2\left[1 + \frac{1}{c}\right]} \cdot \left( \Gamma\left[1 + \frac{2}{c}\right] - \Gamma^2\left[1 + \frac{1}{c}\right] \right) \quad [136]$$

La ecuación [136] sólo depende de  $c$  por lo que se puede resolver iterativamente. Una vez obtenido el valor de este parámetro ya se puede estimar el valor del parámetro de escala  $b$  mediante la ecuación [135].

Después de este proceso de desagregación se ha podido determinar la distribución diamétrica de la masa antes y después de la realización de las claras planteadas y al final del turno. Una vez conocida la distribución diamétrica y las variables de masa el último paso consiste en determinar la altura correspondiente a los pies marca de clase para de esta forma determinar todas las variables independientes que intervienen en las ecuaciones de biomasa. Para ello se empleó una relación altura-diámetro generalizada propuesta por Schröder y Álvarez (2001) ajustada para esta especie, que responde a la siguiente expresión:

$$h = 1,3 + \left( 5,6833 + 1,461 \cdot h_{dom} - 0,1672 \cdot d_g \right) \cdot e^{(-3,0129/\sqrt{\bar{d}})} \quad [137]$$

donde  $h$  representa la altura total (m),  $h_{dom}$  la altura dominante (m),  $d_g$  el diámetro medio cuadrático (cm) y  $d$  el diámetro normal (cm). A partir de este momento, y como paso final de la simulación, se está en disposición de aplicar las ecuaciones de biomasa ajustadas en este trabajo para determinar el peso de cada uno de los componentes arbóreos y las cantidades de nutrientes acumuladas en ellos antes y después de las claras y en la corta final.

La otra alternativa de simulación planteada en este trabajo, en la que las seis masas de *Pinus pinaster* estudiadas se proyectan a una edad de 40 años, se fundamenta en una metodología similar a la vista en este apartado. El paso inicial consistiría en entrar en el modelo dinámico apoyándose en los valores de índice de sitio, densidad y edad del rodal estudiado, en lugar de emplear un esquema ficticio como en la anterior simulación planteada en este apartado. A partir de ese momento se podrá conocer la evolución de esas variables de masa a lo largo de la rotación (40 años). Las siguientes operaciones serían similares a las planteadas anteriormente para la otra simulación, hasta llegar finalmente a la desagregación de la masa a los 40 años y a la aplicación de las ecuaciones de biomasa a este estado de la masa.

### 3.2.3. Modelos de crecimiento de *Eucalyptus globulus* empleados en las simulaciones

En el caso de *Eucalyptus globulus* se han empleado inicialmente las tablas de producción para esta especie en Galicia, elaboradas para distintos espaciamientos iniciales (Fernández, 1982), a partir de un modelo clásico de carácter estático. Los marcos de plantación considerados en estas tablas son 2 x 2, 2,5 x 2,5 y 3 x 3 m. Se establecieron 5 clases de calidad definidas por alturas dominantes de 26, 23, 20, 17 y 14 metros, a una edad de referencia de 10 años para un espaciamiento inicial de 2,5 x 2,5 m. En este modelo se establecen variaciones en la altura dominante en función del espaciamiento inicial, a razón de 0,4 m de reducción en altura por cada 0,5 m de disminución del marco de plantación. Para esta especie se ha considerado un turno de 16 años, sin realización de cortas intermedias, con lo que el proceso de simulación se simplifica ya que solo es necesario desagregar el estado de la masa en el momento de la corta final. A partir de este modelo se puede conocer la evolución a lo largo de la vida de la masa de la altura dominante, la densidad y el diámetro medio cuadrático. El siguiente paso consiste en determinar la evolución del diámetro medio, para lo que se ajustó la siguiente ecuación a partir de los datos recogidos en las parcelas de muestreo del presente trabajo (seis parcelas) y en las empleadas por Brañas et al. (2000) también en plantaciones de *Eucalyptus globulus* en Galicia y Asturias (nueve parcelas):

$$\bar{d} = 1,17747 \cdot N^{-0,00792} \cdot h_{dom}^{-0,11665} \cdot d_g^{1,03880} \quad R^2 = 0,989 \quad EMC = 0,0301 \quad [138]$$

donde  $\bar{d}$  es el diámetro medio (cm),  $N$  representa la densidad (pies ha<sup>-1</sup>),  $h_{dom}$  es la altura dominante (m) y  $d_g$  el diámetro medio cuadrático (cm).  $R^2$  es el coeficiente de determinación ajustado y  $EMC$  el error medio cuadrático.

Una vez conocidas estas dos variables,  $d_g$  y  $\bar{d}$ , el siguiente paso consistió en determinar la distribución diamétrica de la masa en el momento de la corta final, apoyándose en la función de distribución de Weibull resuelta mediante el método de los momentos de forma análoga a como se había realizado para *Pinus pinaster*.

Finalmente, para conocer los valores de altura de los árboles marca de clase se ajustó una relación altura-diámetro generalizada, a partir de los datos de las parcelas de este trabajo y de las empleadas por Brañas et al. (2000), utilizando nuevamente el modelo propuesto por Schröder y Álvarez (2001). Se emplearon 185 pares de datos de altura-diámetro y las correspondientes variables de masa de las 15 parcelas de *Eucalyptus globulus* consideradas. Esta ecuación tomó la siguiente forma:

$$h = 1,3 + (34,53959 + 1,38918 \cdot h_{dom} - 0,46394 \cdot d_g) \cdot e^{(-4,86599/\sqrt{d})} \quad [139]$$

$$R^2 = 0,840 \quad EMC = 5,9021$$

donde  $h$  representa la altura total (m),  $h_{dom}$  la altura dominante (m),  $d_g$  el diámetro medio cuadrático (cm) y  $d$  el diámetro normal (cm). De esta forma se determinan todas las variables individuales y de masa que intervienen como variables explicativas en las ecuaciones de biomasa.

La otra simulación planteada en este trabajo, en la que las seis masas de *Eucalyptus globulus* estudiadas se proyectan a una edad de 18 años para proceder a su comparación, sigue una metodología similar a la explicada anteriormente. Inicialmente, apoyándose en los valores de índice de sitio, edad y densidad del rodal estudiado se entró en las tablas de producción (Fernández, 1982) para determinar la evolución de esas variables de masa a lo largo de toda la rotación (18 años). Los cálculos posteriores serían similares a los planteados para la otra simulación explicada anteriormente en este apartado, hasta conocer finalmente el estado de la masa desagregada a los 18 años y poder aplicar entonces las ecuaciones de biomasa y conocer así la distribución nutricional en el estrato arbóreo de estas masas.

### 3.2.4. Regímenes de selvicultura y aprovechamiento simulados

En el caso de *Pinus pinaster* se simuló la evolución de las principales variables de masa para dos regímenes selvícolas diferentes: una selvicultura de alta densidad y otra de densidad más reducida. La primera se caracteriza por una mayor densidad inicial, de 2100 a 2500 pies ha<sup>-1</sup>, y realización de claras débiles y numerosas (de tres a cuatro), que mantienen el índice de Hart antes de clara en valores de 0,16-0,18, con producción preferente de madera de pequeña dimensión orientada a trituración. La segunda presenta una densidad inicial de 1250 a 1300 pies ha<sup>-1</sup>, se aplican dos extracciones fuertes que mantienen el Índice de Hart antes de clara en torno a 0,22-0,24, con producción preferente de madera de sierra. Estos regímenes simulados corresponden a las alternativas de selvicultura I y III propuestas por Rodríguez Soalleiro (1995).

En *Eucalyptus globulus*, la selvicultura normalmente practicada no incluye la realización de claras, por lo que el nivel de densidad se reduce a considerar el marco inicial de plantación, habiéndose simulado los de 2,5 x 2,5 (1600 pies ha<sup>-1</sup>) y 3 x 3 m (1110 pies ha<sup>-1</sup>). El modelo empleado indica una mortalidad natural que da lugar a la lógica reducción de la densidad a lo largo del turno, y considera pequeñas disminuciones de la altura dominante en función del espaciamiento inicial, a razón de 0,4 m en  $h_{dom}$  por cada 0,5 m de reducción del marco de plantación (Fernández, 1982).

Se han considerado para cada especie dos niveles de calidad de estación: una media-alta y otra media-baja. En *Eucalyptus globulus* el modelo considerado establece una edad de referencia de 10 años; las dos calidades consideradas fueron 17 m y 23 m a dicha edad de referencia. Para *Pinus pinaster* las calidades empleadas fueron 13 y 17 m, para una edad de referencia de 20 años.

En lo que respecta a las cortas intermedias en *Pinus pinaster*, se han probado para cada una de las densidades y de las calidades un total de cinco intensidades de clara, 15, 20, 25, 30 y 35 % definida como el cociente entre el volumen extraído en claras y el volumen total producido por la masa durante la rotación. El turno planteado fue de 30 años. En el caso del eucalipto se estableció un turno de 16 años, con ausencia de claras.

Por último, se han establecido tres posibles alternativas relativas a las operaciones de aprovechamiento y de manejo de los restos de corta:

1. Extracción únicamente de la madera, con descortezado en monte y distribución sobre el terreno de los restos de corteza y de copa.
2. Extracción del monte de la madera y la corteza, de forma que esta última fracción no queda distribuida por el área de corta, sistema más general de aprovechamiento forestal en toda la zona.
3. Extracción del monte de la madera, la corteza y también las ramas gruesas para su procesado por la industria de trituración.

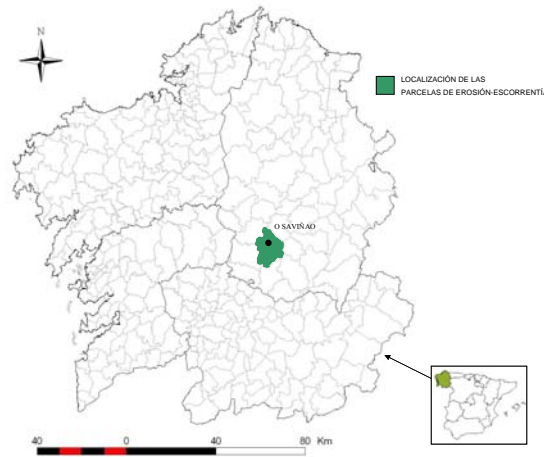
### **3.2.5. Valores de concentración de nutrientes empleados en las simulaciones**

En las simulaciones se han empleado los valores de concentración de nutrientes derivados de la toma de muestras en masas maduras también consideradas en este trabajo para la caracterización nutricional de los sistemas forestales de *Pinus pinaster* y *Eucalyptus globulus*. De este modo, y a falta de un conjunto de datos extenso, se ha considerado en los cálculos que la concentración de nutrientes en las fracciones arbóreas es independiente de la edad del arbolado y de la calidad de estación, a pesar de que algunos autores han encontrado diferencias de concentración derivadas de la densidad o de otras condiciones del rodal (Barron-Gafford et al., 2003; Ranger et al., 1995). Se puede considerar válida esta suposición dado que las densidades habituales en la gestión forestal no implicarían grandes diferencias de los niveles de nutrientes en la biomasa arbórea. Además, hemos de tener en cuenta que la extracción de nutrientes derivada de las cortas intermedias simuladas se concentran en un rango de edades suficientemente avanzado para que podamos emplear las concentraciones registradas en árboles adultos de masas coetáneas o regulares.

## **3.3. EFECTO DE LA RETIRADA DE LOS RESTOS DE CORTA SOBRE LA EROSIÓN Y LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUPERFICIALES**

### **3.3.1. Características del área de estudio**

El estudio de la incidencia de los tratamientos de gestión de los restos de corta sobre los procesos de generación de escorrentía superficial y sobre la calidad de estas aguas de escorrentía se fundamentó en el establecimiento y seguimiento de parcelas permanentes de experimentación. La experiencia se realizó en un monte en O Saviñao (Lugo), de coordenadas 7° 36' 45'' E, 42° 39' 00'' N (Figura 8), a 560 metros de altitud, sobre una ladera con una pendiente del 49 %.



**Figura 8.** Localización de las parcelas de ensayo establecidas para estudiar la influencia sobre el balance hidrogeoquímico del aprovechamiento de las ramas gruesas .

Este monte estaba ocupado por una masa de *Pinus pinaster* de 35 años, que en junio de 2002 había sido aprovechada mediante corta final a hecho, sin empleo de medios mecánicos para la extracción de la madera ya que esta se rodó a pista. Las características de esta masa se recogen en la Tabla 8.

**Tabla 8.** Características de la masa de *Pinus pinaster* aprovechada en el monte donde se realizó la experiencia.

Edad (años)	$d_g$ (cm)	$\bar{h}$ (m)	$h_{dom}$ (m)	N (pies ha <sup>-1</sup> )	G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Biomasa corta final (Mg ha <sup>-1</sup> )					
						Madera	Corteza	Ra. gru	Ra. fin	Ramillos	Acículas
35	26,9	17,0	17,3	930	57	164	29	23	11	2	13

$d_g$ : diámetro medio cuadrático;  $\bar{h}$ : altura media;  $h_{dom}$ : altura dominante; N: densidad; G: área basimétrica; Ra. gru.: Ramas gruesas; Ra. fin.: Ramas finas

A partir del inventario dasométrico de la masa en pie, y después de aplicar las ecuaciones de biomasa ajustadas para *Pinus pinaster* en el presente trabajo, se determinó la distribución de biomasa en las diferentes fracciones arbóreas. De esta forma, durante el aprovechamiento se retiraron del monte alrededor de 164 Mg ha<sup>-1</sup> de madera y 29 Mg ha<sup>-1</sup> de corteza (valores de peso seco a 65 °C). Los restos de corta no sufrieron ninguna transformación y se dejaron sobre el terreno, en muchos casos distribuidos en calles, siguiendo la disposición que habitualmente se establece en los aprovechamientos forestales, en virtud de la cual los árboles se apean en una misma dirección, para realizar el desramado a continuación, con lo que las copas suelen seguir esa distribución en fajas en una determinada dirección. En este caso, la cantidad de restos que se generaron después de la corta, y que se dejaron en monte, fue de alrededor de 50 Mg ha<sup>-1</sup> en peso seco (Tabla 8), compuestos por ramas gruesas (23 Mg ha<sup>-1</sup>), ramas finas (11 Mg ha<sup>-1</sup>), ramillos (2 Mg ha<sup>-1</sup>) y acículas (13 Mg ha<sup>-1</sup>). Además, se registró un valor de 80 Mg ha<sup>-1</sup> (peso seco a 65 °C) de horizonte orgánico (mantillo).

El suelo en este monte fue una combinación de Regosol dístico-Leptosol dístico, de textura franco-arenosa, desarrollado sobre pizarras y esquistos ácidos, ricos en cuarzo (Tablas 9 y 10). El régimen de precipitación elevado y el tipo de material de partida provocan una marcada acidez en el suelo.

El clima de la zona de estudio es bastante húmedo, y si lo consideramos representado por el observatorio de Bóveda (Longitud: 623606 UTMX-29T; Latitud: 4717891UTMY-29T), se ve que aunque el balance de humedad es favorable, sólo se produce un exceso apreciable en los meses invernales, existiendo un marcado déficit en verano. El régimen de precipitación puede considerarse Údico.

**Tabla 9.** Análisis granulométrico y características químicas del horizonte superficial del suelo forestal al inicio de la experiencia (Octubre 2002), en el área de estudio seleccionada para el estudio del efecto del aprovechamiento de las ramas gruesas sobre el balance hidrogeológico.

Profundidad (cm)	Elementos gruesos (> 2 mm)	Arena gruesa (0,25-2 mm)	Arena fina (0,05-0,25 mm)	Limo (0,002-0,05 mm)	Arcilla (< 0,002 mm)	Clasificación textural
----- (%) -----						
20	0	25,06	36,86	22,52	15,56	Franco-arenosa

pH <sub>agua</sub>	pH <sub>KCl</sub>	C:N	C*	S*	N*	P**	Ca**	Mg**	Mn**	K**
		----- % -----					----- mg kg <sup>-1</sup> -----			
3,99	4,31	23,8	6,9	0,06	0,29	5,1	168,2	25,2	28,7	80,9

\* , concentraciones totales, \*\* , concentraciones extraíbles

### 3.3.2. Diseño de la experiencia

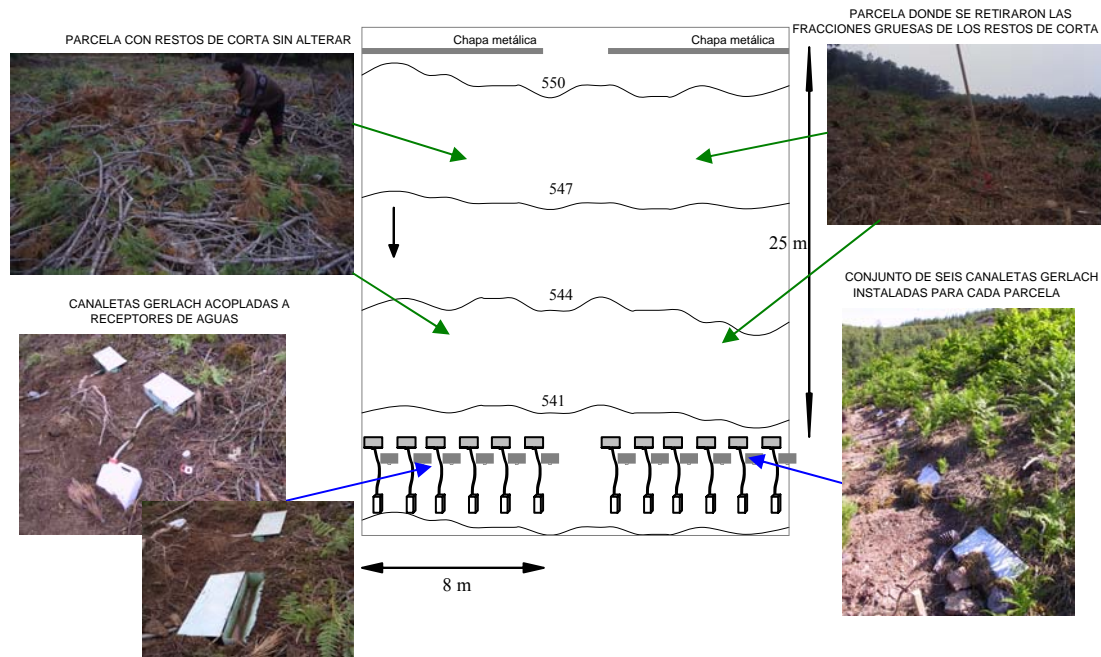
El fundamento de este trabajo consistió en el montaje y seguimiento de “parcelas de escorrentía-erosión” y en el análisis de los datos que en ellas se han recogido. En el monte antes comentado se procedió a establecer dos de estas parcelas, una de ellas en una zona donde los restos de corta permanecían sobre el terreno, y la otra en un área donde éstos fueron retirados. En ambos casos, tanto el horizonte superficial del suelo como el horizonte orgánico no habían sido alterados ni durante las operaciones de aprovechamiento ni en momentos posteriores. De esta forma, en septiembre de 2002 se procedió a retirar de una parte de la ladera, y de forma manual, los restos arbóreos de la corta que se había realizado en la primavera de ese mismo año, centrando los esfuerzos fundamentalmente en los fragmentos de ramas gruesas, y no tanto en los ramillos y las acículas, que se mantuvieron en una importante proporción sobre el terreno. En esta zona se realizó el tratamiento que se denominó como “sin ramas gruesas” (SR). Se intentó simular de esta forma la labor de retirada de restos que realizaría un tractor forestal provisto de remolque y pluma, procedimiento que se considera como una de las alternativas más válidas para realizar estas operaciones en los montes gallegos. Para evitar posibles efectos derivados de la introducción de maquinaria (fundamentalmente compactación del suelo y formación de roderas), que enmascararían el de la retirada de biomasa en sí, esta operación se realizó manualmente. Además, la fuerte pendiente constituía un condicionante claro para el empleo de medios mecánicos. En otra zona adyacente de la ladera no se practicó ningún tipo de operación que alterase los restos de corta, y se mantuvieron distribuidos de forma bastante uniforme sobre el terreno. Aquí se estableció la parcela que denominados “con restos”, CR.

Desde septiembre de 2002, durante un período de veinte meses, se recogieron datos de generación de escorrentía, producción de sedimentos y concentración de nutrientes en las aguas de escorrentía. Es preciso incidir en que esta experiencia se centra únicamente en los efectos sobre los procesos de erosión-escorrentía de una hipotética extracción de biomasa de los restos de corta arbóreos, sin hacer valoraciones de otros aspectos como los posibles procesos de compactación del suelo por parte de la maquinaria que se emplearía para este tipo de aprovechamiento o el efecto del total de la biomasa arbórea.

### 3.3.3. Características de las parcelas de erosión-escorrentía

En cada una de estas dos zonas comentadas anteriormente se estableció una parcela de escorrentía-erosión. La superficie de cada una de ellas fue de 200 m<sup>2</sup>, presentando forma

rectangular, con 8 m de longitud según curvas de nivel y 25 m en línea de máxima pendiente (Figura 9).



**Figura 9.** Esquema del ensayo planteado para el estudio de la escorrentía y la erosión tras la extracción de los restos de corta arbórea.

El objetivo de esta experiencia fue el de estudiar la evolución de la escorrentía superficial y las pérdidas de nutrientes del suelo a través de los flujos superficiales, todo ello bajo condiciones totalmente naturales, por lo que se estimó más adecuado plantear menor número de parcelas, aunque de bastante superficie (>10 m de longitud), que muchas réplicas de parcelas de menor superficie. Diferentes autores ponen de relieve que las parcelas de ensayo deben ser de al menos 10 m de longitud para poder registrar de forma fidedigna los flujos superficiales (Morgan, 1986; Albaladejo, 1995).

En la parte inferior de cada una de las parcelas se instalaron seis colectores tipo Gerlach (Gerlach, 1967) (Figura 9). Se trata de unos dispositivos de captación de agua de escorrentía superficial, con un frente de entrada de 0,5 m de ancho, que se colocó perpendicular a la línea de máxima pendiente. Se recoge a través de una pestaña de captación las aguas de escorrentía que discurren por los 6-10 cm superficiales del suelo, y se almacenan en unos depósitos anexos. Este tipo de dispositivos ofrecen gran flexibilidad para su manejo en el campo, debido a la sencillez de su instalación (Gerlach, 1967; Morgan, 1977). Los colectores se instalaron sobre el terreno con una separación entre ellos que varió entre 0,6 y 1,5 m, en función de condicionantes microtopográficos, existencia de tocones, etc. El lado superior de las parcelas se selló mediante chapas metálicas insertadas de forma perpendicular en los diez primeros centímetros de suelo. De esta forma se trató de que los procesos de flujo de aguas superficiales estudiados se pudiesen referir con cierta fiabilidad a la superficie de 200 m<sup>2</sup> de las parcelas de erosión-escorrentía.

Junto a estas parcelas se instaló también un pluviómetro de tipo totalizador, con embudo captador de 19 cm de diámetro, que permitió determinar la precipitación atmosférica en los espacios temporales entre mediciones.

### 3.3.4. Parámetros estudiados

#### 3.3.4.1. Parámetros climáticos del área de estudio. Factor R de erosividad de la lluvia

La caracterización climática de la zona de estudio se realizó a partir de los datos recogidos en la estación meteorológica de Bóveda (Longitud: 623606 UTMX-29T; Latitud: 4717891UTMY-29T) (Xunta de Galicia, 2005). Los valores de precipitación atmosférica se obtuvieron a partir de un pluviómetro instalado de forma contigua a las parcelas de experimentación.

Se calculó el Factor R de erosividad de la lluvia para cada uno de los dos años de estudio, empleando la ecuación obtenida por el ICONA (1988) y los datos pluviométricos de los últimos diez años de la estación de Bóveda. Esta ecuación responde a la siguiente forma:

$$R = e^{-0,834} \cdot PMEX^{1,314} \cdot MR^{-0,388} \cdot (F24)^{0,563} \quad [140]$$

donde PMEX es el valor medio interanual (para los 10 años examinados) de la precipitación del mes más lluvioso de cada año; MR es la precipitación media interanual (para 10 años) del período Octubre-Mayo; F24 es el cociente entre la lluvia máxima en 24 horas del año a estudiar (2003 ó 2004) elevada al cuadrado, y la suma de los máximos en 24 horas de todos los meses de ese mismo año.

Este factor de erosividad propuesto por Wischmeir y Smith (1978) indica el potencial erosivo de la precipitación. Se expresa como unidades del índice de erosión pluvial, que representa el producto de la energía cinética de una precipitación por la intensidad máxima durante 30 minutos.

#### 3.3.4.2. Cantidad de agua de escorrentía

Se procedió a la cuantificación y a la toma de muestras de las aguas de escorrentía superficial y de la precipitación atmosférica, para espacios temporales de seis semanas aproximadamente, desde octubre de 2002 hasta octubre de 2004. El intervalo entre muestreos no fue regular, pero la frecuencia de la toma de muestras aumentó en los períodos de mayor precipitación para poder recoger de manera más precisa los momentos de mayor escorrentía, realizándose además un reconocimiento de visu de posibles indicios de erosión. En campo se cuantificó el volumen total de agua recogido en cada uno de los colectores instalados para los períodos temporales de estudio. Considerando el volumen de agua recogido en los colectores y la superficie de la parcela se han estimado los valores de escorrentía en mL m<sup>-2</sup>. Se ha calculado también el coeficiente de escorrentía, considerado como el cociente, expresado en tanto por ciento, de la escorrentía entre la precipitación atmosférica.

#### 3.3.4.3. Sedimentos en suspensión

En cada uno de los muestreos en campo se tomaron de cada colector dos muestras de aguas de escorrentía de aproximadamente 400 cm<sup>3</sup>, que se llevaron a laboratorio para determinar su composición química y cuantificar los sólidos en suspensión. Estas aguas se filtraron empleando filtros de membrana de 0,45 μm de diámetro de poro, para determinar posteriormente, mediante pesaje, la concentración de sedimentos (expresada en mg L<sup>-1</sup>).

Multiplicando este valor por el de escorrentía se obtiene la producción de sedimento (expresada en  $\text{mg m}^{-2}$ ).

#### **3.3.4.4. Composición química de las aguas de escorrentía**

Se analizaron diferentes parámetros de las aguas de escorrentía filtradas relativos a su composición química. Se determinó la concentración en amonio mediante FIAstar 5000, Foss Tecator. La concentración de nitratos se determinó por colorimetría. Para conocer las concentraciones del resto de solutos analizados,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{Mn}^{2+}$ , se recurrió al análisis mediante ICP-OES (espectrometría de emisión óptica por plasma acoplado inductivamente). Se analizó también, mediante electrodo de vidrio, el pH de las muestras de agua antes y después del proceso de filtrado.

Los valores temporales de todos estos parámetros para cada uno de los dos tratamientos, CR y SR, se obtuvieron como la media aritmética de los valores representativos de las aguas recogidas en cada uno de los seis colectores instalados en la respectiva parcela de erosión-escorrentía.

#### **3.3.5. Análisis estadístico**

##### **3.3.5.1. Análisis de varianza de medidas repetidas**

El término medidas repetidas hace referencia a un conjunto de valores procedente de múltiples mediciones a lo largo de un período temporal o espacial resultado de la respuesta de una variable en una misma unidad experimental. El estudio más elemental de medidas repetidas que se puede plantear consiste en un diseño experimental completamente aleatorio donde las variables respuesta son medidas a lo largo de secuencias temporales o espaciales iguales. Las unidades experimentales donde se realizan las mediciones se denomina sujetos. En el caso que nos ocupa en este trabajo, la secuencia de mediciones varía en el tiempo, por lo que con este planteamiento básico, existirían dos factores, el tratamiento y el tiempo. El primero de ellos se denomina factor entre-sujetos ya que los diferentes niveles del tratamiento pueden variar únicamente entre sujetos; todas las mediciones realizadas en el mismo sujeto representan el mismo tratamiento. El otro factor, el tiempo, se denomina factor intra-sujetos ya que las mediciones realizadas sobre un mismo sujeto se realizan en diferentes períodos temporales (Littell et al., 1996).

El análisis de medidas repetidas es pues un tipo de análisis de varianza en el que se evalúa cómo varían las medias de los tratamientos a lo largo del tiempo (denominada variación intra-tratamientos) y cómo cambian las diferencias entre tratamientos con el tiempo (variación entre-tratamientos). Por lo tanto, los objetivos de este tipo de análisis son dos: (1) determinar como varían las unidades experimentales a lo largo del tiempo y (2) comparar los cambios entre los grupos de estudio.

En este trabajo se ha realizado el estudio de medidas repetidas empleando el análisis mediante modelos mixtos, apoyándonos en el procedimiento MIXED del paquete estadístico SAS (SAS Institute Inc., 2001). Los modelos mixtos se caracterizan por presentar tanto efectos fijos como aleatorios. Se considera que el efecto que motiva un determinado nivel de un factor (tratamiento) es fijo cuando los niveles planteados en el estudio representan todos los posibles niveles del factor. Por el contrario, los efectos de un factor son aleatorios si los niveles del factor planteados en el análisis representan únicamente una muestra aleatoria de un conjunto de

potenciales niveles. En los análisis planteados en el presente trabajo se consideraron los efectos fijos por parte del tratamiento y los efectos aleatorios derivados del propio diseño aleatorio en bloques. Estos modelos presentan la siguiente forma:

$$y_{ij} = \mu + \alpha_i + b_j + e_{ij} \quad [141]$$

donde  $\mu$  y  $\alpha_i$  son parámetros fijos de modo que la media para el tratamiento  $i$ -ésimo es  $\mu_i = \mu + \alpha_i$ ;  $b_j$  es el efecto aleatorio asociado al bloque  $j$ -ésimo, dichos efectos son independientes e idénticamente distribuidos  $N(0, \sigma_b^2)$ ;  $e_{ij}$  es el error aleatorio asociado con cada unidad experimental del bloque aleatorio  $j$  que recibe el tratamiento  $i$ , dichos errores son también independientes e idénticamente distribuidos  $N(0, \sigma^2)$ .

Puesto que dos mediciones consecutivas sobre el mismo sujeto están normalmente más relacionadas que dos tomadas tras varias secuencias temporales de medición, no podemos asumir la independencia de errores, por tanto es necesario modelizar dicha dependencia especificando correctamente la estructura de la matriz de varianzas-covarianzas del término del error mediante diferentes metodologías. En el caso de que el análisis se realice a partir de mediciones secuenciadas en periodos temporales no constantes los modelos paramétricos más empleados para modelizar la estructura de varianzas-covarianzas de los datos son los modelos SP(POW) (potenciales), los SP(SPH) (esféricos) y los SP(GAU) (gaussianos) (Galecki, 1994). El primero de ellos es el más habitual, y se fundamenta en los modelos autorregresivos de orden 1, AR(1), empleados en los análisis con secuencias temporales constantes. En ellos se asume que las varianzas son constantes en el tiempo y las correlaciones entre mediciones equidistantes en el tiempo son las mismas. En los modelos SP(POW), la covarianza entre dos mediciones realizadas en los momentos  $t_1$  y  $t_2$  responde a la siguiente fórmula:

$$\text{cov}(y_{t_1}, y_{t_2}) = \sigma^2 \rho^{|t_1 - t_2|} \quad [142]$$

donde  $\rho$  es un parámetro autorregresivo que satisface  $|\rho| < 1$ , y  $\sigma^2$  es la varianza total homogénea.

En el caso de los modelos esféricos, SP(SPH), la covarianza entre dos mediciones responde a la siguiente expresión:

$$\text{cov}(y_{t_1}, y_{t_2}) = \sigma^2 \left[ 1 - \left( \frac{3 \cdot |t_1 - t_2|}{2 \cdot \rho} \right) + \left( \frac{|t_1 - t_2|^3}{2 \cdot \rho^3} \right) \right] \cdot I \cdot (|t_1 - t_2| < \rho) \quad [143]$$

La función  $I$  toma el valor de 1 cuando  $(|t_1 - t_2| < \rho)$  y 0 en el resto de los casos.

Los modelos gaussianos, SP(GAU), presentan la siguiente forma:

$$\text{cov}(y_{t_1}, y_{t_2}) = \sigma^2 \cdot \left[ \exp \left( \frac{-|t_1 - t_2|^2}{\rho^2} \right) \right] \quad [144]$$

La explicación de los términos empleados en las expresiones [143] y [144] es similar a la planteada para la expresión [142].

En los análisis realizados en el presente trabajo se probaron los tres tipos de modelos comentados anteriormente. Para seleccionar cual se emplea finalmente para modelizar la estructura del error se ha atendido a cual de ellos proporcionaba un menor valor del Criterio de Información de Akaike (*AIC*) (Littell et al., 1996).

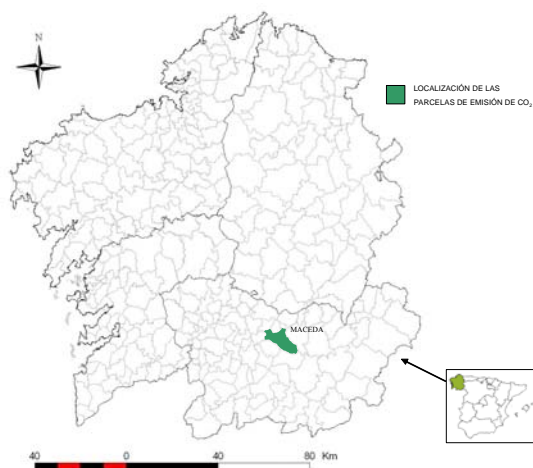
En este trabajo se empleó el análisis de varianza de medidas repetidas mediante modelos mixtos para el análisis de la evolución de la escorrentía, la producción de sedimentos y las propiedades químicas de las aguas de escorrentía. En todos los diseños planteados se consideró un factor fijo (entre-sujetos), el tratamiento o grupo, y el tiempo como factor intra-sujetos. Los valores de cada una de las seis canaletas correspondientes a cada tratamiento fueron las réplicas, considerando a estas canaletas por tanto como sujetos. El factor tiempo presentó diferentes niveles en los distintos diseños, correspondientes a las fechas de muestreo consideradas en cada caso. De esta forma, en el análisis de medidas repetidas para el segundo muestreo se consideraron dos niveles del factor tiempo, en el tercer muestreo tres niveles, y así sucesivamente hasta los catorce niveles correspondientes al período total de estudio. En el caso del tratamiento o grupo se consideraron dos niveles en todos los análisis: restos de corta dispuestos sobre el terreno sin alterar (CR), y retirada de las ramas gruesas y permanencia sobre el terreno de las fracciones finas de los restos de corta (SR). Los resultados de estos análisis se muestran de forma gráfica en las figuras que muestran la evolución de estas variables para los dos tratamientos planteados. A la hora de interpretar estos resultados hay que considerar que estas posibles diferencias entre tratamientos observadas gráficamente para un momento de muestreo dado son reflejo del análisis realizado para un período temporal acumulado, que va desde el primer muestreo hasta el correspondiente momento de muestreo a analizar.

En el caso de que el análisis del efecto entre-tratamientos fuese significativo (nivel de confianza del 95 %), se realizaron comparaciones múltiples entre los niveles del factor tratamiento, empleando el método de comparación de medias de Tukey (nivel de significación del 5 %).

### **3.4. INFLUENCIA DE LA RETIRADA DE LOS RESTOS DE CORTA SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO**

#### **3.4.1. Área de estudio**

El estudio de la incidencia de la retirada de los restos de corta sobre la materia orgánica del suelo se fundamentó en el establecimiento de una serie de parcelas permanentes de muestreo localizadas en una ladera de monte con una pendiente media del 26 % y orientación O-SO, en Maceda (Ourense), de coordenadas geográficas 7° 38' 40''E, 42° 14' 45''N (Figura 10). El área de estudio se sitúa a 590 metros de altitud.



**Figura 10.** Localización del área de estudio donde se ha realizado el ensayo sobre los cambios en el estado de la materia orgánica del suelo derivadas de la retirada de los restos de corta

El sustrato del área de estudio estaba conformado por una transición de conglomerados y material arcilloso-arenoso. La textura del suelo era franco-arenosa. Alguna de las características del horizonte superficial de estos suelos aparecen reflejadas en la Tabla 10.

**Tabla 10.** Análisis granulométrico y datos analíticos generales del horizonte superficial del suelo del área de estudio.

Profundidad (cm)	Elementos gruesos (> 2 mm)	Arena gruesa (0,25-2 mm)	Arena fina (0,05-0,25 mm)	Limo (0,002-0,05 mm)	Arcilla (< 0,002 mm)	Materia orgánica	N total
----- (%) -----							
10	0	28,1	26,8	32,4	12,6	22	0,27

pH <sub>agua</sub>	pH <sub>KCl</sub>	C:N	C*	S*	N*	P**	Ca**	Mg**	Mn**	K**
		----- % -----			----- mg kg <sup>-1</sup> -----					
3,91	4,27	24,6	6,4	0,056	0,26	4,6	49,5	17,9	9,7	95,9

\*, concentraciones totales, \*\*, concentraciones extraíbles

### 3.4.2. Diseño de la experiencia

En marzo de 2002 se realizó en el monte de estudio la corta final a hecho de una masa de *Pinus pinaster* de 33 años, procedente de plantación, cuyas características se recogen en la Tabla 11.

**Tabla 11.** Características dasométricas y biomasa de la masa de *Pinus pinaster* previamente aprovechada en la zona de estudio.

Edad (años)	$d_g$ (cm)	$\bar{h}$ (m)	$h_{dom}$ (m)	N (pies ha <sup>-1</sup> )	G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Biomasa corta final (Mg ha <sup>-1</sup> )		
						Madera	Corteza	Copa
33	31,8	18,8	19,3	920	77	240,1	42,2	76,4

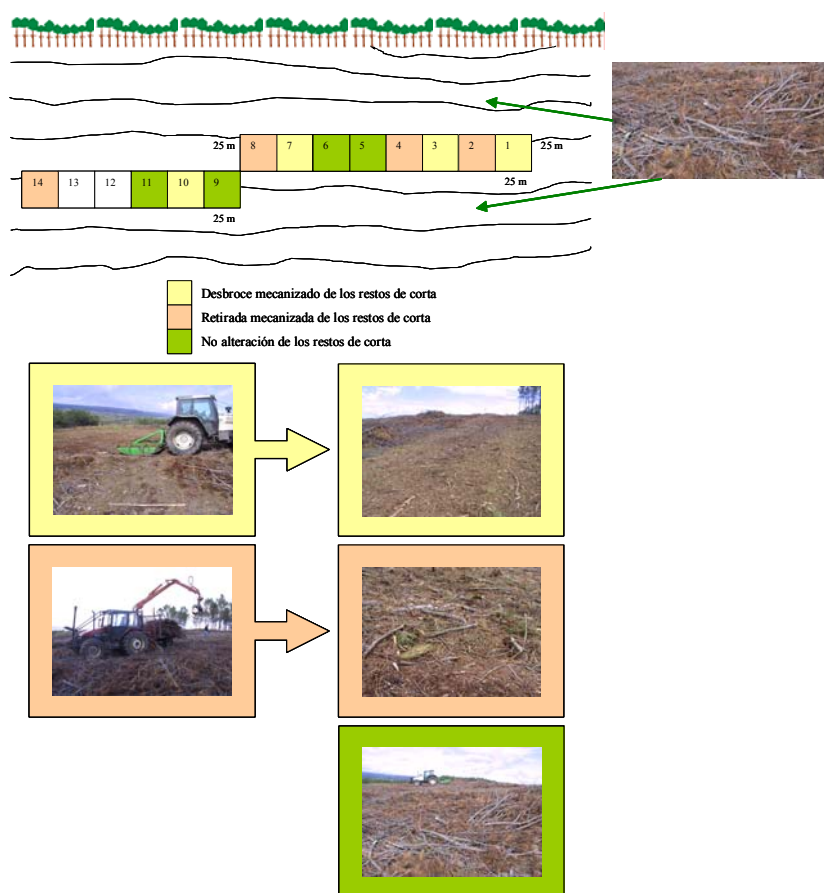
$d_g$ : diámetro medio cuadrático;  $\bar{h}$ : altura media;  $h_{dom}$ : altura dominante; N: densidad; G: área basimétrica

En esta masa se realizó un aprovechamiento de madera con corteza hasta un diámetro en punta delgada de 6-7 cm. El resto de las fracciones del árbol (ramas y acículas) no fueron aprovechadas y permanecieron inicialmente durante la primavera y el verano de 2002 sobre el terreno sin sufrir ningún tipo de alteración de origen antrópico. En el ensayo se plantearon tres

posibilidades de manejo y tratamiento de los restos vegetales de corta: desbroce (DR), retirada mecanizada (RR) y no alteración de los mismos (NR). El control se planteó en una zona del monte donde no se había realizado el aprovechamiento forestal y permanecía en pie la cubierta arbórea (C). El desbroce (DR) fue el tratamiento más destructivo para los restos, realizándose mediante desbrozadora de cadenas sobre tractor forestal de 125 Cv, siguiendo línea de máxima pendiente. La retirada mecanizada (RR) se efectuó mediante un tractor forestal dotado con un cabezal con pinza, afectando especialmente esta operación a las ramas más gruesas y largas, de modo que sobre el terreno permanece un porcentaje bastante importante de acículas y ramillos. El tercer tratamiento (NR), consistió en no alterar los restos de corta, de modo que permanecieron sobre la superficie del suelo en las mismas condiciones en las que estaban una vez finalizado el aprovechamiento forestal. En algunos casos su distribución sobre el terreno fue bastante irregular, aunque se trató de evitar aquellas zonas en las que los restos se habían agrupado de forma poco uniforme.

El 14 de octubre de 2002 se plantearon un total de doce parcelas permanentes de muestreo, de forma cuadrada (625 m<sup>2</sup>). Los tratamientos de cada parcela se asignaron al azar y para cada uno de los tratamientos se realizaron 4 réplicas. En la Figura 11 se recoge la distribución de las parcelas con el tratamiento correspondiente. Así mismo se asignaron otras cuatro zonas con arbolado como parcelas control.

Desde octubre de 2002 y hasta junio de 2004 se efectuaron un total de diez muestreos puntuales, espaciados en intervalos variables de entre dos y tres meses.



**Figura 11.** Esquema del ensayo planteado para evaluar la incidencia del manejo de los restos de corta sobre la materia orgánica del suelo.

### 3.4.3. Parámetros estudiados

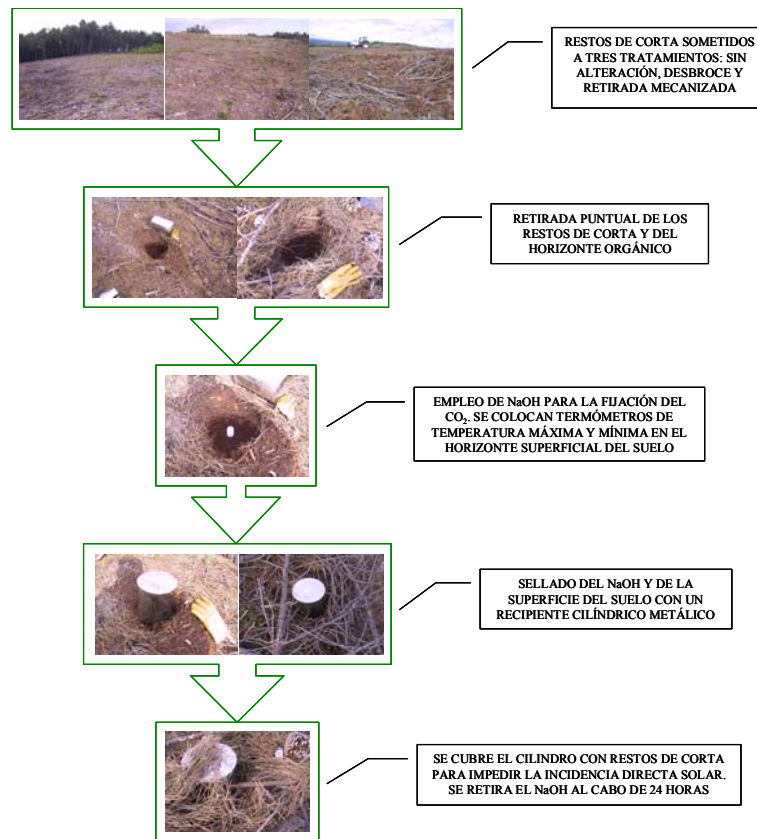
Se midieron una serie de variables que reflejan el efecto de los diferentes tratamientos de manejo de los restos de corta sobre las condiciones ambientales del suelo (temperatura y humedad) y la evolución de la materia orgánica del suelo. El parámetro empleado para registrar cambios a corto plazo de la materia orgánica fue la variación del contenido de biomasa microbiana. La intensidad de esta actividad microbiana así como los efectos sobre el proceso de mineralización se determinan mediante el seguimiento de la emisión de CO<sub>2</sub> del suelo. En cada una de las doce parcelas de estudio, y para cada uno de los períodos de muestreo se establecieron microhábitats de muestreo localizados de forma aleatoria, en los que se realizaron las siguientes operaciones:

- Registrar las temperaturas máxima y mínima de los 10 cm superficiales de suelo para un período de 24 horas. En cada parcela se empleó un termómetro con precisión de 0,1 °C, colocado de forma contigua a los cilindros de medición de SSCE.
- Medir la humedad de los 10 cm superficiales de suelo. Las muestras se extrajeron introduciendo en cada parcela de muestreo un cilindro rígido de 10 cm de longitud y 4 cm de diámetro en el suelo, y se secaron en laboratorio a 105 °C durante 24 horas. El cálculo de la humedad respondió a la siguiente fórmula:

$$\text{Humedad (\%)} = \frac{(\text{peso suelo fresco} - \text{peso suelo seco})}{\text{peso suelo seco}} \cdot 100 \quad [145]$$

- Determinación de C en la biomasa microbiana: en cada una de las parcelas de estudio, y para cada fecha de muestreo, se tomaron cuatro muestras del horizonte superficial del suelo que fueron llevadas a laboratorio. Para la determinación de C en la biomasa microbiana de estas muestras de suelo se empleó un método fisiológico basado en la fumigación del suelo con vapores de cloroformo (descrito por Vance et al., 1987, y modificado posteriormente por Díaz-Raviña et al., 1993). De este modo se fuerza la ruptura de la pared celular de los microorganismos del suelo y así la expulsión del contenido intracelular al medio exterior (Jenkinson y Powlson, 1976). En cada parcela de muestreo se tomaron cuatro muestras de suelo del horizonte mineral superficial mediante cilindro rígido de 10 cm de longitud y 4 cm de diámetro. Cada una de las muestras de suelo se dividió en dos submuestras, de forma que una de ellas se fumigó con CHCl<sub>3</sub> durante 24 horas en oscuridad a una temperatura de 15-20 °C. Posteriormente, tanto las muestras fumigadas como las no fumigadas se sometieron a extracción mediante K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,5 M a pH 6,5-6,8, durante una hora en relación suelo: solución extractante de 1: 4. En los extractos se determinó el Carbono orgánico mediante digestión con K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> (0,04N) en medio ácido fuerte (dos horas a 120 °C). De esta manera, la materia orgánica es oxidada en presencia de un ácido fuerte y el Cr<sup>+6</sup> es reducido a Cr<sup>+3</sup>. Finalmente, el exceso de dicromato que no se consumió, se valoró con sal de Mohr (0,0379N) utilizando como indicador difenilamina al 1 %.
- Determinación de la tasa de respiración del suelo (medida de actividad): durante la respiración, esto es, la oxidación de la materia orgánica por lo microorganismos aerobios, el oxígeno funciona como el aceptor final de electrones, obteniéndose CO<sub>2</sub> y agua como productos finales del proceso. Por tanto, la actividad metabólica de los microorganismos del suelo puede determinarse mediante la medida del CO<sub>2</sub> desprendido o del oxígeno consumido. En esta experiencia se ha medido la emisión de CO<sub>2</sub> del horizonte superficial del suelo (respiración del suelo) desprendido durante la

permanencia del suelo en un sistema cerrado. A este parámetro también se le conoce como respiración del suelo. Así, los microhábitats de muestreo localizados de forma aleatoria en cada una de las parcelas (un microhábitat de muestreo en cada parcela) estaban constituidos por superficies circulares de aproximadamente 15 cm de diámetro (Figura 12).



**Figura 12.** Proceso de muestreo del CO<sub>2</sub> del suelo.

En estas superficies circulares se retiraron cuidadosamente el horizonte orgánico y la vegetación herbácea en caso de aparecer. Se colocó a continuación sobre la superficie del suelo, durante un período de 24 horas, un recipiente abierto con 20 mL de NaOH 1N que fijó el CO<sub>2</sub> desprendido en este período, para posteriormente valorarlo en laboratorio mediante HCl y BaCl<sub>2</sub>. Cubriendo a esta sosa en el monte se colocó un recipiente cilíndrico, metálico y estanco, de 27 cm de longitud y 17 cm de diámetro (1441 cm<sup>3</sup>). Se insertó en el suelo hasta una profundidad aproximada de 1-2 cm (volumen real del cilindro, 1335 cm<sup>3</sup>), de forma que bajo él no se impidiese el crecimiento radical. De este modo se trata de evitar el sesgo que se introduce al disminuir la tasa de respiración del suelo si no se considera esta circunstancia.

Se determinó así mismo la tasa de metabolización microbiana (qCO<sub>2</sub>) como el cociente entre la tasa de respiración del suelo y el contenido de C en la biomasa microbiana (Anderson y Domsch, 1989). Este índice se emplea para evaluar la eficiencia de la actividad de los organismos microbianos, generalmente para evaluar los procesos de generación o de degradación del suelo (Isam y Domsch, 1988).

### **3.4.4. Análisis estadístico**

#### **3.4.4.1. Análisis de varianza de medidas repetidas**

Del mismo modo que en el estudio del efecto de la retirada de los restos de corta sobre la erosión, en el capítulo dedicado al estudio de la influencia de esta retirada sobre la materia orgánica del suelo también se planteó el análisis de varianza de medidas repetidas, empleando el procedimiento MIXED del paquete estadístico SAS (SAS Institute Inc., 2001). Mediante este análisis se estudió la evolución de la temperatura y la humedad del suelo, así como del contenido de biomasa microbiana y de la emisión de CO<sub>2</sub> por parte de la superficie del suelo en cada uno de los tratamientos planteados. En el diseño se consideró un factor entre-sujetos, el tratamiento o grupo, y un factor intra-sujetos, el tiempo. Los valores de cada una de las cuatro parcelas de muestreo correspondientes a cada tratamiento fueron las réplicas. Se consideraron cuatro niveles del factor tratamiento en todos los análisis: desbroce de los restos (DR), retirada mecanizada de los restos (RR), no alteración de los restos (NR), y control o permanencia de la cubierta arbórea (C). El factor tiempo presentó diferentes niveles en los distintos diseños, correspondientes a las fechas de muestreo consideradas en cada caso. De esta forma, en el análisis para el segundo muestreo se consideraron dos niveles del factor tiempo, en el tercer muestreo tres niveles, y así sucesivamente hasta los diez niveles correspondientes al período total de estudio. En el caso del tratamiento o grupo se consideraron dos niveles en todos los análisis: restos de corta dispuestos sobre el terreno sin alterar (CR), y retirada de las ramas gruesas y permanencia sobre el terreno de las fracciones finas de los restos de corta (SR). Los resultados de estos análisis se muestran de forma gráfica en las figuras que reflejan la evolución de estas variables para los cuatro tratamientos de restos de corta planteados. A la hora de interpretar estos resultados hay que considerar que estas posibles diferencias entre tratamientos reflejadas gráficamente para un momento de muestreo dado son reflejo del análisis realizado para un período temporal acumulado, que va desde el primer muestreo hasta el momento de muestreo a analizar en cada caso.

## 4. Resultados y Discusión

### 4.1. MODELIZACIÓN DE LA BIOMASA ARBÓREA

En el presente trabajo se han ajustado unas ecuaciones de biomasa para los diferentes componentes arbóreos de *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus* y *Quercus robur*. Se han considerado de forma separada la madera del tronco, la corteza del tronco, las ramas gruesas ( $2 < d < 7$  cm), las ramas finas ( $0,5 < d < 2$  cm), los ramillos ( $d < 0,5$  cm) y las hojas/acículas. En el caso del roble se ha incluido además una ecuación de biomasa de ramas con diámetro mayor de 7 cm y una ecuación de biomasa de raíces.

El proceso de ajuste de las ecuaciones de biomasa arbórea se secuenció en dos fases. Inicialmente se ajustaron de forma individual diferentes modelos para cada una de las fracciones arbóreas. Este proceso de ajuste se realizó empleando análisis de regresión ponderada, lineal y no lineal. A continuación se recogen los doce modelos evaluados para el ajuste de la biomasa de cada componente arbóreo (los modelos lineales se denominan con la letra L y los modelos logarítmicos con las letras LN) :

$$\text{LN-I} \quad \ln W = \ln \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln d \quad [146]$$

$$\text{LN-II} \quad \ln W = \ln \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln d^2 \cdot h \quad [147]$$

$$\text{LN-III} \quad \ln W = \ln \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln d + \beta_2 \cdot \ln h \quad [148]$$

$$\text{LN-IV} \quad \ln W = \ln \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln d + \beta_2 \cdot \ln G \quad [149]$$

$$\text{LN-V} \quad \ln W = \ln \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln d + \beta_2 \cdot \ln h_{dom} \quad [150]$$

$$\text{LN-VI} \quad \ln W = \ln \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln d + \beta_2 \cdot \ln \bar{h} \quad [151]$$

$$\text{L-I} \quad W = \beta_0 + \beta_1 \cdot (d^2 \cdot h) \quad [152]$$

$$\text{L-II} \quad W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d^2 + \beta_2 \cdot h + \beta_3 \cdot d^2 \cdot h \quad [153]$$

$$\text{L-III} \quad W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d + \beta_2 \cdot d^2 \quad [154]$$

$$\text{L-IV} \quad W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d^2 + \beta_2 \cdot d^2 h \quad [155]$$

$$\text{L-V} \quad W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d^2 + \beta_2 \cdot (d^2 h)^2 \quad [156]$$

$$\text{L-VI} \quad W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d^2 h + \beta_2 \cdot (d^2 h)^2 \quad [157]$$

En todos los modelos  $\beta_i$  representa los parámetros del ajuste,  $W$  el peso seco del componente arbóreo correspondiente (kg),  $d$  el diámetro normal (cm),  $h$  la altura total (m),  $G$  el área basimétrica ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ),  $h_{dom}$  la altura dominante (m) y  $\bar{h}$  la altura media (m).

En el caso de que los mejores ajustes se obtuvieran con un modelo logarítmico, posteriormente se deshizo el cambio y se ajustó el modelo no lineal correspondiente (denominado N), empleando como valores inicializadores de los parámetros los obtenidos en el ajuste lineal con las transformaciones pertinentes.

En los modelos múltiples o polinómicos con más de dos variables independientes, se analizó la presencia de colinealidad utilizando como criterio de evaluación los valores del factor de inflación de la varianza y del índice de condicionamiento.

El valor óptimo del coeficiente  $k$  del factor de ponderación seleccionado en cada ajuste de regresión fue aquel que minimizó el Índice de Furnival del modelo ajustado (Furnival, 1961; Bi y Hamilton, 1998), probando valores de  $k$  desde -6 a 6, en intervalos de 0,1. En la Tabla 12 se recogen los diferentes factores de ponderación probados en función de las variables independientes ( $x$ ) que intervienen en el modelo.

**Tabla 12.** Factores de ponderación empleados en los ajustes de regresión de las ecuaciones de biomasa.

VARIABLES INDEPENDIENTES DEL MODELO	FACTOR DE PONDERACIÓN EMPLEADO EN EL AJUSTE
$d$	$d^k$
$d, h$	$d^k$ $(d^2 \cdot h)^{-k}$
$d^2 \cdot h$	$d^k$ $(d^2 \cdot h)^{-k}$
$d, G$	$d^k$ $(d \cdot G)^{-k}$
$d, h_{dom}$	$d^k$ $(d \cdot h_{dom})^{-k}$
$d, \bar{h}$	$d^k$ $(d \cdot \bar{h})^{-k}$

donde  $d$  es el diámetro normal,  $h$  la altura total,  $h_{dom}$  la altura dominante,  $\bar{h}$  la altura media y  $G$  el área basimétrica.

Una vez realizada la selección inicial de los modelos que presentaron un mejor ajuste para cada fracción arbórea, se ajustaron nuevamente de forma simultánea, planteando un sistema de ecuaciones aparentemente no relacionadas, formado por tantas ecuaciones como fracciones arbóreas se consideren en cada caso más una ecuación para biomasa total arbórea. Este ajuste simultáneo se realizó mediante “mínimos cuadrados generalizados conjuntos”, también denominado Seemingly Unrelated Regression (SUR). El proceso de ajuste simultáneo implicó la ponderación de las ecuaciones utilizando los mismos pesos obtenidos en la primera fase.

En el caso de las ecuaciones de biomasa que aseguran aditividad al incluir varias fracciones las ponderaciones se determinaron empleando la metodología de optimización propuesta por Harvey (1976) descrita en el apartado 3.1.2.5.2, es decir, el valor del parámetro  $k$  se estimó empleando los errores del modelo ajustado sin pesos ( $\hat{e}_i$ ) como variable dependiente en el modelo potencial de varianza del error (ver ecuación [88]).

#### 4.1.1. Modelización de la biomasa arbórea de *Eucalyptus globulus*

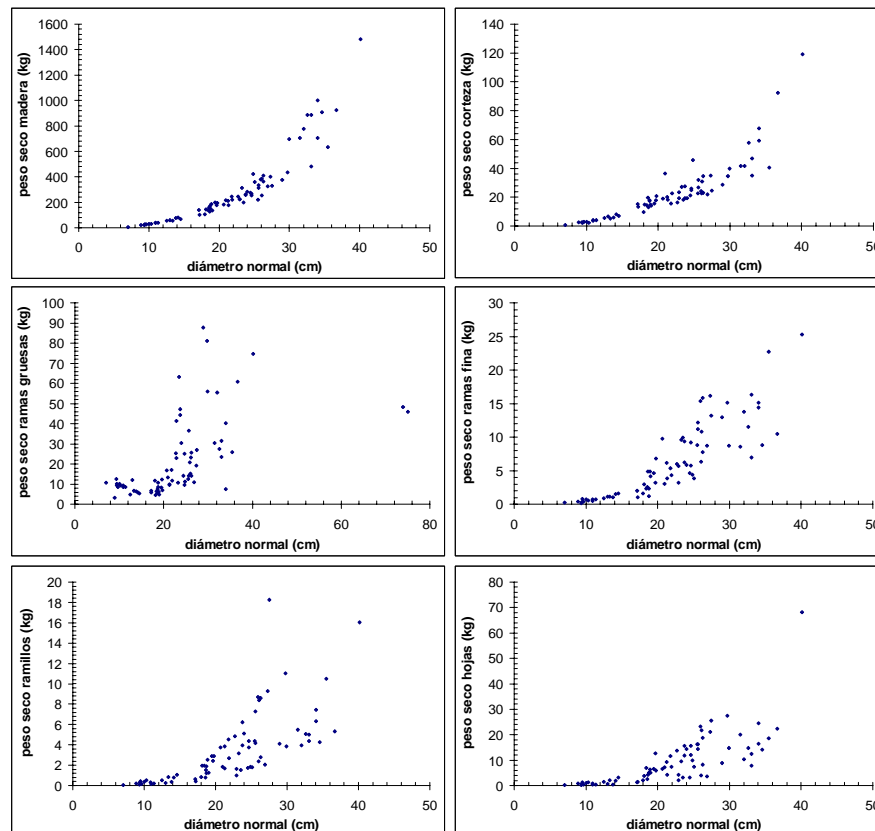
En la Tabla 13 figuran algunos estadísticos descriptivos de los datos empleados en los ajustes de las ecuaciones de biomasa de las fracciones arbóreas de *Eucalyptus globulus*.

**Tabla 13.** Estadísticos descriptivos de los 75 pies de *Eucalyptus globulus* empleados en los ajustes de las ecuaciones de biomasa.

Estadístico	d (cm)	h (m)	Peso madera (kg)	Peso corteza (kg)	Peso ramas gruesas (kg)	Peso ramas finas (kg)	Peso ramillos (kg)	Peso hojas (kg)	Peso total (kg)
Media	21,90	24,41	296,60	23,48	22,49	6,54	3,44	9,44	361,39
Máximo	40,15	41,01	1480,90	119,25	147,15	25,26	18,24	68,16	1797,29
Mínimo	7,05	13,30	5,25	0,72	3,18	0,18	0,03	0,18	17,13
Desv. típ.*	7,73	5,95	280,96	20,14	23,98	5,59	3,51	10,04	330,41
Cv**	35,31	24,38	94,73	85,78	106,63	85,51	101,97	106,33	91,43

\*Desviación típica; \*\* Coeficiente de variación (%); d: diámetro normal; h: altura total.

La representación gráfica de los valores de peso de las diferentes fracciones arbóreas de los 75 árboles muestreados frente al diámetro normal se refleja en la Figura 13.



**Figura 13.** Representación gráfica de los valores peso seco de las fracciones arbóreas frente al diámetro normal de los 75 pies de *Eucalyptus globulus* empleados para la modelización de la biomasa arbórea.

La Tabla 14 muestra los valores de los estadísticos del ajuste y la validación de las funciones de biomasa de las distintas fracciones arbóreas de *Eucalyptus globulus* ajustadas individualmente.

**Tabla 14.** Valores de los estadísticos empleados para comparar y validar las funciones de biomasa de las distintas fracciones arbóreas de *Eucalyptus globulus* ajustadas individualmente.

Fracción	Modelo	Ajuste					Validación cruzada			
		$\bar{E}$	EMC	$R^2_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	IF	$\bar{E}$	EMC	$MEF_{adj}$	$\Delta_{AIC}$
Madera	LN-I	3,3876	13.789,5	0,935	718,8	49,86	4,2913	14.940,9	0,930	715,2
	LN-II	-7,1044	6.073,7	0,971	657,4	38,70	-7,3910	6.655,7	0,969	655,4
	LN-III	-4,9006	6.079,3	0,971	658,4	38,43	-4,9088	6.850,0	0,968	658,5
	LN-IV	-0,7495	10.823,5	0,949	701,6	46,44	-0,6887	12.143,9	0,943	700,9
	LN-V	-3,0524	10.918,7	0,948	702,3	47,10	-3,0404	12.703,4	0,941	704,2
	LN-VI	-1,9933	10.926,2	0,948	702,4	47,28	-1,3882	12.429,6	0,942	702,6
	L-I	1,2898	6.198,7	0,971	658,9	31,64	1,3478	6.474,1	0,970	653,4
	L-II	11,9988	8.288,7	0,961	682,6	31,27	12,7181	9.236,0	0,957	681,6
	L-III	59,6425	37.506,9	0,822	794,9	41,96	59,4519	38.109,4	0,822	796,1
	L-IV	11,7651	8.171,3	0,961	680,6	31,06	12,6061	9.083,1	0,957	679,4
	L-V	0,1400	6.790,0	0,968	666,7	31,73	-0,0292	7.698,4	0,964	667,1
	L-VI	0,5917	6.194,3	0,971	659,8	31,85	1,3461	7.659,3	0,964	666,8
Fracción	Modelo	$\bar{E}$	EMC	$R^2_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	IF	$\bar{E}$	EMC	$MEF_{adj}$	$\Delta_{AIC}$
Corteza	LN-I	-0,8362	328,51	0,902	438,6	9,33	-0,9417	356,77	0,894	438,9
	LN-II	-2,0191	243,42	0,927	416,1	8,21	-2,2758	264,95	0,921	416,8
	LN-III	-1,8284	239,58	0,928	415,8	8,24	-2,1487	268,70	0,920	418,9
	LN-IV	-1,5071	297,65	0,911	432,1	8,72	-1,8722	326,80	0,903	433,3
	LN-V	-1,2881	310,66	0,907	435,3	9,21	-1,4990	353,35	0,895	439,1
	LN-VI	-0,9181	328,92	0,901	439,6	9,39	-0,9796	367,99	0,891	442,1
	L-I	-4,4191	297,46	0,911	431,1	7,64	-4,6452	310,22	0,908	428,5
	L-II	-0,6595	246,46	0,926	418,9	6,91	-0,8406	269,33	0,920	420,0
	L-III	1,7882	456,12	0,863	464,1	7,92	1,6894	477,75	0,858	461,4
	L-IV	-1,3059	252,75	0,924	419,9	7,06	-1,4643	274,93	0,918	420,6
	L-V	0,1410	258,30	0,923	421,5	7,61	0,1523	302,31	0,910	427,6
	L-VI	0,5822	395,05	0,882	453,3	6,92	0,8262	415,05	0,847	466,8
Fracción	Modelo	$\bar{E}$	EMC	$R^2_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	IF	$\bar{E}$	EMC	$MEF_{adj}$	$\Delta_{AIC}$
Ramas Gruesas	LN-I	1,9495	691,23	0,457	494,4	13,47	1,8887	735,40	0,425	492,4
	LN-II	1,8070	699,14	0,451	495,2	13,61	1,7213	743,85	0,419	493,2
	LN-III	1,9057	702,22	0,449	496,5	13,56	1,9165	762,58	0,404	496,0
	LN-IV	1,9538	696,41	0,453	495,9	13,46	2,0747	759,78	0,407	495,8
	LN-V	1,7192	721,76	0,433	498,6	13,45	1,6749	794,45	0,379	499,1
	LN-VI	1,4971	729,85	0,427	499,4	13,12	1,2862	795,48	0,379	499,2
	L-I	1,8919	623,40	0,510	486,6	15,39	1,7398	661,90	0,483	484,6
	L-II	0,3991	461,55	0,638	466,0	13,23	0,1677	520,02	0,594	468,7
	L-III	0,2872	421,28	0,669	458,2	11,98	0,0680	461,25	0,640	458,8
	L-IV	1,4010	622,95	0,511	487,5	15,38	1,2448	688,45	0,462	488,5
	L-V	0,0266	565,98	0,556	480,3	14,43	-0,4666	642,23	0,498	483,3
	L-VI	0,3527	603,20	0,526	485,1	14,53	-0,2593	690,72	0,460	488,7
Fracción	Modelo	$\bar{E}$	EMC	$R^2_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	IF	$\bar{E}$	EMC	$MEF_{adj}$	$\Delta_{AIC}$
Ramas Finas	LN-I	-0,4619	34,82	0,644	270,3	2,85	-0,6712	35,42	0,627	267,8
	LN-II	-0,8825	58,13	0,406	308,6	3,35	-1,1426	61,17	0,355	308,3
	LN-III	-0,2112	23,84	0,757	242,6	2,59	-0,4196	24,83	0,738	242,7
	LN-IV	-0,2938	20,21	0,793	230,5	2,60	-0,4331	21,64	0,773	232,1
	LN-V	-0,2269	23,91	0,756	242,9	2,63	-0,4154	24,87	0,738	242,7
	LN-VI	-0,0982	21,14	0,784	233,8	2,59	-0,2700	21,57	0,773	231,9
	L-I	-0,5906	50,26	0,487	297,7	3,64	-0,7811	49,96	0,473	293,4
	L-II	0,0673	23,37	0,762	242,0	3,01	-0,1175	23,27	0,756	238,5
	L-III	-0,3751	31,02	0,683	262,5	3,02	-0,5604	30,67	0,677	258,1
	L-IV	0,4323	25,64	0,739	248,0	3,42	0,2673	25,52	0,730	244,7
	L-V	0,0000	29,95	0,695	259,7	3,43	-0,2212	30,72	0,676	258,4
	L-VI	-0,1272	40,97	0,582	283,2	3,65	-0,3719	43,11	0,546	283,4
Fracción	Modelo	$\bar{E}$	EMC	$R^2_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	IF	$\bar{E}$	EMC	$MEF_{adj}$	$\Delta_{AIC}$
Ramillos	LN-I	-0,3577	18,86	0,534	224,3	1,85	-0,4625	19,74	0,506	224,7
	LN-II	-0,6134	27,01	0,334	251,2	2,08	-0,7476	28,69	0,282	252,4
	LN-III	-0,2101	15,38	0,620	209,9	1,71	-0,3293	17,37	0,565	216,2
	LN-IV	-0,2228	9,14	0,775	170,9	1,60	-0,2547	10,05	0,748	175,7
	LN-V	-0,1856	13,10	0,677	197,9	1,66	-0,2706	13,88	0,652	199,6
	LN-VI	-0,0515	11,68	0,712	189,3	1,58	-0,1214	12,14	0,696	189,7
	L-I	-0,4428	23,87	0,411	241,9	2,43	-0,5367	24,31	0,392	240,1
	L-II	0,5035	16,49	0,593	216,1	2,12	0,4217	17,22	0,569	216,5
	L-III	-0,0069	17,04	0,579	217,6	2,07	-0,0976	17,48	0,563	216,6
	L-IV	0,6738	17,68	0,564	220,4	2,31	0,5980	18,23	0,544	219,8
	L-V	-0,1505	18,92	0,533	225,4	2,30	-0,2764	20,10	0,497	227,0
	L-VI	-0,1312	21,50	0,469	235,1	2,44	-0,2484	23,17	0,420	237,5
Fracción	Modelo	$\bar{E}$	EMC	$R^2_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	IF	$\bar{E}$	EMC	$MEF_{adj}$	$\Delta_{AIC}$
Hojas	LN-I	-1,4278	203,35	0,562	402,6	6,62	-1,6724	218,85	0,528	402,7
	LN-II	-2,1639	243,92	0,475	416,2	6,89	-2,4829	263,41	0,431	416,4
	LN-III	-1,2830	205,82	0,557	404,5	6,63	-1,6457	238,53	0,485	410,1
	LN-IV	-1,0643	160,08	0,655	385,6	6,55	-1,2658	178,35	0,615	388,5
	LN-V	-1,1662	171,43	0,631	390,8	6,58	-1,4146	193,37	0,583	394,5
	LN-VI	-0,7063	151,40	0,674	381,4	6,35	-0,8338	166,69	0,640	383,5
	L-I	-0,4506	210,41	0,547	405,2	7,40	-0,6762	215,67	0,534	401,6
	L-II	0,2758	204,78	0,559	405,0	6,85	0,0261	220,12	0,525	405,1
	L-III	-0,2920	201,42	0,566	402,8	6,69	-0,5136	210,74	0,545	402,9
	L-IV	0,8468	205,18	0,558	404,2	7,35	0,9145	222,44	0,520	404,9
	L-V	-0,2486	190,29	0,590	398,6	7,27	-0,4895	218,67	0,528	403,6
	L-VI	-0,2462	212,68	0,542	406,9	7,45	-0,2982	224,63	0,512	406,9

Los estadísticos empleados en la tabla anterior fueron el sesgo ( $\bar{E}$ ), el error medio cuadrático ( $EMC$ ), el coeficiente de determinación ajustado ( $R^2_{Adj}$ ), el criterio de información de Akaike relativo ( $\Delta_{AIC}$ ) y el índice de Furnival ( $IF$ ). En la validación cruzada el coeficiente de determinación ajustado fue sustituido por la eficacia del modelo ajustada ( $MEF_{Adj}$ ).

Atendiendo a los estadísticos de comparación se observa que el modelo L-I muestra la mejor capacidad de ajuste y predictiva para la biomasa de madera, L-III para las ramas gruesas y LN-IV para los ramillos. En el caso de la corteza, los modelos L-II y L-IV son los que presentan unos mejores estadísticos, aunque fueron descartados ya que el estudio de la multicolinealidad del modelo completo indicó que, por lo menos, una variable estaba fuertemente correlacionada con el resto (índice de condicionamiento mayor de 30). De forma análoga, se descartó la elección del modelo LN-VI tanto para el caso de las ramas finas como de las hojas.

Los modelos ajustados seleccionados inicialmente para cada una de las fracciones arbóreas figuran a continuación:

$$\text{Madera} \quad \text{L-I} \quad W = -9,96235 + 0,03407 \cdot d^2 h \quad [158]$$

$$\text{Corteza} \quad \text{L-VI} \quad W = -1,83013 + 0,00558 \cdot d^2 h \quad [159]$$

$$\text{Ram.gruesas} \quad \text{L-III} \quad W = 46,10774 - 5,17781 \cdot d + 0,18853 \cdot d^2 \quad [160]$$

$$\text{Ram.finas} \quad \text{LN-IV} \quad \ln W = -4,60427 + 2,81088 \cdot \ln d - 0,54949 \cdot \ln G \quad [161]$$

$$\text{Ramillos} \quad \text{LN-IV} \quad \ln W = -4,45645 + 2,90031 \cdot \ln d - 0,84824 \cdot \ln G \quad [162]$$

$$\text{Hojas} \quad \text{LN-IV} \quad \ln W = -4,99592 + 2,96533 \cdot \ln d - 0,45399 \cdot \ln G \quad [163]$$

En el caso de los modelos [161], [162] y [163] se deshizo la transformación logarítmica para ajustar de nuevo los modelos no lineales resultantes mediante regresión no lineal ponderada, tomando como inicializadores los valores de los parámetros del ajuste lineal.

En las Tablas 15 y 16 se presentan los resultados del análisis de la varianza y de las estimaciones de los parámetros para el ajuste ponderado del modelo de biomasa de ramas finas no lineal (N-IV) derivado del modelo logarítmico LN-IV.

**Tabla 15.** Análisis de la varianza del modelo de biomasa de ramas finas no lineal ponderado (N-IV) derivado del modelo logarítmico LN-IV.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	F	Prob>F	R <sup>2</sup> <sub>Adj</sub>
Modelo	3	0,000377	0,000126	172,20	<,0001	0,838
Error	72	0,000053	7,294E-7			
Total corregida	74	0,000327				

**Tabla 16.** Estimación de los parámetros del modelo de biomasa de ramas finas no lineal ponderado (N-IV) derivado del modelo logarítmico LN-IV.

Parámetro	Grados de libertad	Estimación	Error estándar asintótico	Intervalos de confianza asintóticos al 95 %	
				Inferior	Superior
$\beta_0$	1	0,00934	0,0066	-0,00389	0,0226
$\beta_1$	1	2,8395	0,1195	2,6012	3,0778
$\beta_2$	1	-0,5350	0,1727	-0,8793	-0,1907

En las Tablas 17 y 18 se presentan los resultados del análisis de la varianza y de las estimaciones de los parámetros para el modelo de biomasa de ramillos no lineal ponderado (N-IV) derivado del modelo logarítmico LN-IV.

**Tabla 17.** Análisis de la varianza del modelo de biomasa de ramillos no lineal ponderado (N-IV) derivado del modelo logarítmico LN-IV.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	F	Prob>F	R <sup>2</sup> <sub>Adj</sub>
Modelo	3	0,000224	0,000224	140,55	<,0001	0,820
Error	72	0,000038	5,301E-7			
Total corregida	74	0,000211				

**Tabla 18.** Estimación de los parámetros del modelo de biomasa de ramillos no lineal ponderado (N-IV) derivado del modelo logarítmico LN-IV.

Parámetro	Grados de libertad	Estimación	Error estándar asintótico	Intervalos de confianza asintóticos al 95 %	
				Inferior	Superior
$\beta_0$	1	0,0208	0,0106	-0,0143	0,0558
$\beta_1$	1	2,8751	0,1156	2,5848	3,1654
$\beta_2$	1	-0,9698	0,1969	-1,3622	-0,5773

En las Tablas 19 y 20 se presentan los resultados del análisis de la varianza y de las estimaciones de los parámetros para el modelo de biomasa de hojas no lineal (N-IV) derivado del modelo logarítmico LN-IV.

**Tabla 19.** Análisis de la varianza del modelo de biomasa de hojas no lineal ponderado (N-IV) derivado del modelo logarítmico LN-IV.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	F	Prob>F	R <sup>2</sup> <sub>Adj</sub>
Modelo	3	0,00193	0,000645	97,27	<,0001	0,761
Error	72	0,000477	6,628E-6			
Total corregida	74	0,00199				

**Tabla 20.** Estimación de los parámetros del modelo de biomasa de hojas no lineal ponderado (N-IV) derivado del modelo logarítmico LN-IV.

Parámetro	Grados de libertad	Estimación	Error estándar asintótico	Intervalos de confianza asintóticos al 95 %	
				Inferior	Superior
$\beta_0$	1	0,0164	0,0085	-0,0145	0,0473
$\beta_1$	1	2,9565	0,1333	2,6111	3,3018
$\beta_2$	1	-0,6561	0,2235	-1,1016	-0,2106

En la Tabla 21 figuran las expresiones de los modelos de biomasa ajustados individualmente, junto con el factor de ponderación empleado en cada caso. El factor de ponderación seleccionado fue aquel que minimizó el valor del índice de Furnival del ajuste.

**Tabla 21.** Expresión de los modelos de biomasa ajustados mediante regresión lineal ponderada y regresión no lineal ponderada.

Fracción		Modelo	Ponderación
Madera	L-I	$W = -9,9624 + 0,0341 \cdot d^2 h$	$1/(d^2 \cdot h)^{2,2}$
Corteza	L-VI	$W = -1,8301 + 0,0056 \cdot d^2 h$	$1/(d^2 \cdot h)^{2,4}$

Ramas gruesas	L-III	$W = 46,1077 - 5,1778 \cdot d + 0,1885 \cdot d^2$	$1/d^{3,6}$
Ramas finas	N-IV	$W = 0,00934 \cdot d^{2,8395} \cdot G^{-0,5350}$	$1/d^{5,4}$
Ramillos	N-IV	$W = 0,0208 \cdot d^{2,8751} \cdot G^{-0,9698}$	$1/d^{5,2}$
Hojas	N-IV	$W = 0,0164 \cdot d^{2,9565} \cdot G^{-0,6561}$	$1/d^{5,2}$

Una vez ajustados los modelos de biomasa de las diferentes fracciones arbóreas de forma individual se realizó el ajuste simultáneo ponderado de estas seis ecuaciones. Este sistema de seis ecuaciones relacionadas se resolvió mediante regresión SUR ponderada, empleando en cada caso las ponderaciones recogidas en la Tabla 21 para las ecuaciones de cada fracción y la obtenida por la metodología de Harvey (1976) para la ecuación de biomasa total.

En la Tabla 22 se incluyen los valores de los parámetros de las ecuaciones de biomasa ajustadas simultáneamente para *Eucalyptus globulus*. En la Tabla 23 se recogen los estadísticos de comparación para los modelos de biomasa ajustados de forma simultánea.

**Tabla 22.** Estimación de los parámetros del ajuste simultáneo ponderado de las ecuaciones de biomasa de las fracciones arbóreas de *Eucalyptus globulus*.

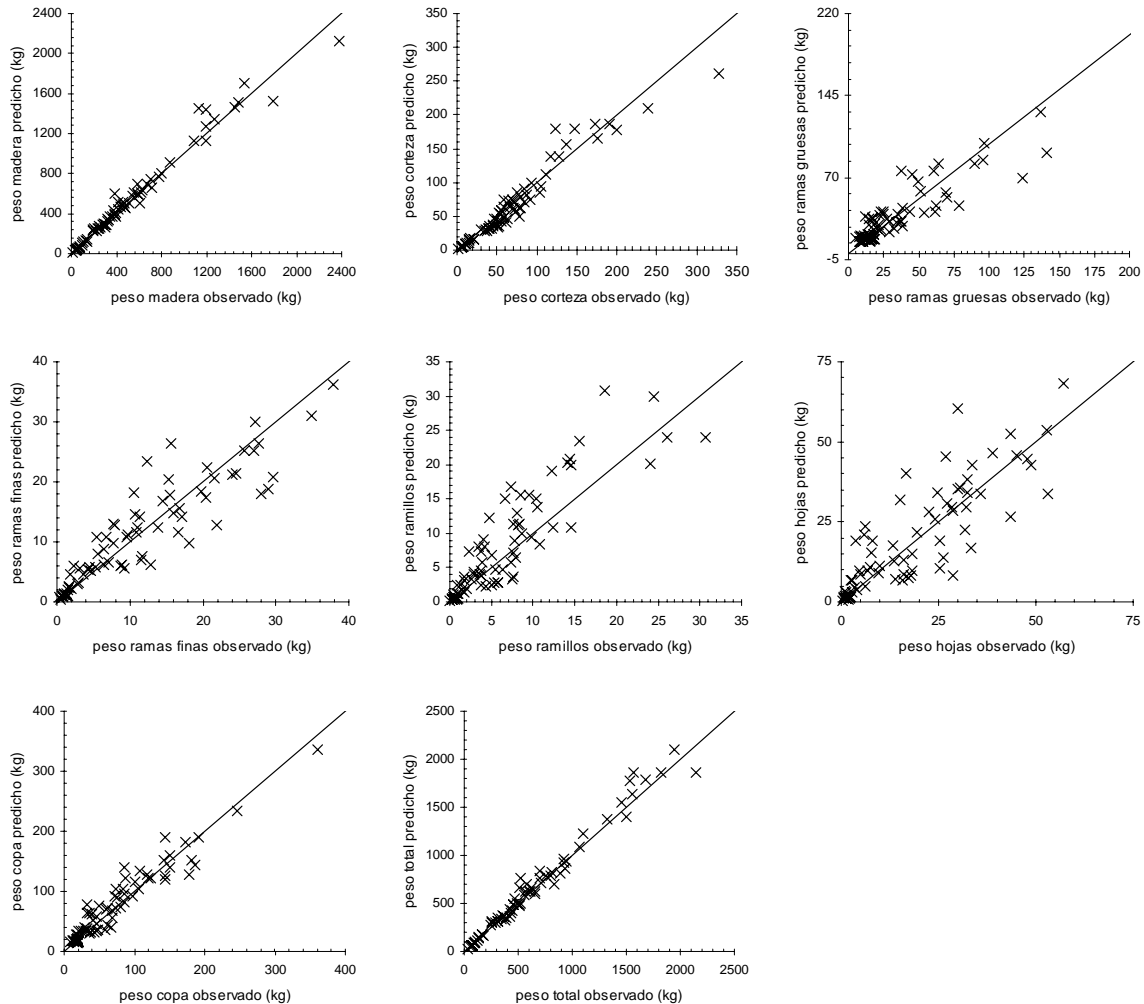
	Parámetro	Estimación	Error estándar asintótico	T Valor	Prob>F
Madera	$\beta_0$	-12,98530	0,5298	-24,51	<,0001
	$\beta_1$	0,03550	0,000515	68,94	<,0001
Corteza	$\beta_0$	-1,13947	0,3965	-2,87	0,0053
	$\beta_1$	0,00435	0,000445	9,79	<,0001
Ramas gruesas (2 < d < 7 cm)	$\beta_0$	40,66216	4,1303	9,84	<,0001
	$\beta_1$	-4,36529	0,7676	-5,69	<,0001
	$\beta_2$	0,16419	0,0338	4,86	<,0001
Ramas finas (0,5 < d < 2 cm)	$\beta_0$	0,01110	0,00512	1,22	0,0431
	$\beta_1$	2,76473	0,1097	25,21	<,0001
	$\beta_2$	-0,51855	0,2589	-2,00	0,0489
Ramillos (d < 0,5 cm)	$\beta_0$	0,18252	0,08983	0,68	0,0443
	$\beta_1$	3,19559	0,3173	10,07	<,0001
	$\beta_2$	-1,84132	0,8951	-2,06	0,0432
Hojas	$\beta_0$	0,14266	0,0712	1,24	0,0478
	$\beta_1$	3,10489	0,1252	24,81	<,0001
	$\beta_2$	-1,40550	0,3179	-4,42	<,0001

**Tabla 23.** Valores de suma de cuadrados del error (SSE), error medio cuadrático (MSE) y coeficiente de determinación ( $R^2$ ) del ajuste simultáneo ponderado de las ecuaciones de biomasa de las fracciones arbóreas de *Eucalyptus globulus*.

Fracción	SSE	MSE	$R^2$
Madera	466233,2	6300,5	0,970
Corteza	17182,4	232,2	0,901
Ramas	31648,5	430,6	0,662
Ramas finas	1425,9	19,39	0,802
Ramillos	1585,3	21,56	0,668
Ramas	37637,3	512,1	0,792
Hojas	11858,7	161,3	0,653

Fracción	SSE	MSE	R <sup>2</sup>
Copa	44272,7	602,3	0,866
Total	624960,0	8561,1	0,974

En la Figura 14 se recogen los gráficos que representan los valores predichos por los modelos de biomasa ajustados frente a los valores de biomasa reales.



**Figura 14.** Gráficos de valores predichos frente a reales del ajuste de los modelos de biomasa de las fracciones arbóreas de *Eucalyptus globulus*.

Las expresiones de los modelos de biomasa finalmente obtenidos en el ajuste simultáneo para las diferentes fracciones arbóreas de *Eucalyptus globulus* se detallan a continuación:

Fracción	Modelo
Madera	$W = -12,98530 + 0,03550 \cdot d^2 h$
Corteza	$W = -1,13947 + 0,00435 \cdot d^2 h$
Ramas gruesas	$W = 40,66216 - 4,36529 \cdot d + 0,16419 \cdot d^2$
Ramas finas	$W = 0,01110 \cdot d^{2,76473} \cdot G^{-0,51855}$

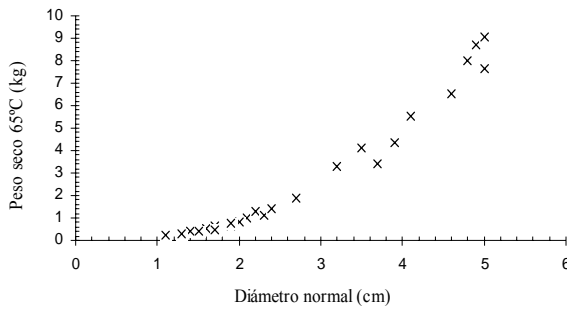
Ramillos	$W = 0,18252 \cdot d^{3,19559} \cdot G^{-1,84132}$
Hojas	$W = 0,14266 \cdot d^{3,10489} \cdot G^{-1,40550}$

---

En todos los modelos  $W$  representa el peso seco del componente arbóreo correspondiente (kg),  $d$  el diámetro normal (cm),  $h$  la altura total (m) y  $G$  el área basimétrica ( $m^2 ha^{-1}$ ). La ecuación de biomasa total se obtiene como suma de las ecuaciones de todas las fracciones.

#### 4.1.2. Modelización de la biomasa de los rebrotes de *Eucalyptus globulus*

La representación gráfica de los valores de peso seco total de los 26 rebrotes de *Eucalyptus globulus* muestreados frente al diámetro normal se recoge en la Figura 15.



**Figura 15.** Representación gráfica de los valores peso seco frente al diámetro normal de los 26 pies de *Eucalyptus globulus* empleados para el ajuste de la ecuación de biomasa de rebrotes.

Los modelos considerados para el ajuste de la biomasa seca total de los rebrotes de *Eucalyptus globulus* (diámetro normal inferior a 5 cm) fueron los siguientes:

$$\text{RLN-I} \quad \ln W = \ln \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln d \quad [164]$$

$$\text{RLN-II} \quad \ln W = \ln \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln d^2 \cdot h \quad [165]$$

$$\text{RLN-III} \quad \ln W = \ln \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln d + \beta_2 \cdot \ln h \quad [166]$$

$$\text{RL-IV} \quad W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d^2 + \beta_2 \cdot h \quad [167]$$

$$\text{RL-V} \quad W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d^2 + \beta_2 \cdot h + \beta_3 \cdot d^2 h \quad [168]$$

$$\text{RL-VI} \quad W = \beta_0 + \beta_1 \cdot (d^2 \cdot h) \quad [169]$$

$$\text{RL-VII} \quad W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d + \beta_2 \cdot d^2 \quad [170]$$

$$\text{RL-VIII} \quad W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d^2 + \beta_2 \cdot d^2 h \quad [171]$$

$$\text{RL-IX} \quad W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d^2 + \beta_2 \cdot (d^2 h)^2 \quad [172]$$

$$\text{RL-X} \quad W = \beta_0 + \beta_1 \cdot d^2 h + \beta_2 \cdot (d^2 h)^2 \quad [173]$$

En todos los modelos  $\beta_i$  representa los parámetros del ajuste,  $W$  el peso seco total del rebrote (kg),  $d$  el diámetro normal (cm) y  $h$  la altura total (m).

De forma semejante al ajuste de la biomasa de los diferentes componentes arbóreos, también en este caso se empleó la regresión lineal ponderada (modelos con el código RL) y la regresión no lineal ponderada después de deshacer la transformación logarítmica (modelos con el código RLN).

En los modelos múltiples o polinómicos con más de dos variables independientes, se analizó la presencia de colinealidad utilizando como criterio de evaluación los valores del factor de inflación de la varianza y del índice de condicionamiento.

La Tabla 24 muestra los valores de los estadísticos empleados para el ajuste y la validación de las funciones de biomasa de rebrotes de *Eucalyptus globulus*.

**Tabla 24.** Valores de los estadísticos empleados para comparar y validar las funciones de biomasa de rebrotes de *Eucalyptus globulus*.

Modelo	Ajuste					Validación cruzada			
	$\bar{E}$	EMC	$R^2_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	IF	$\bar{E}$	EMC	$MEF_{adj}$	$\Delta_{AIC}$
RLN-I	0,0166	0,1262	0,985	-49,90	0,163	-0,0077	0,1408	0,981	-45,09
RLN-II	0,0036	0,1887	0,978	-39,44	0,172	-0,0052	0,2333	0,968	-32,47
RLN-III	0,0121	0,1281	0,985	-48,62	0,159	0,0065	0,1897	0,974	-36,75
RL-IV	0,1456	0,2848	0,967	-27,84	0,245	0,1046	0,2384	0,967	-31,04
RL-V	-0,0640	0,2511	0,971	-30,28	0,148	-0,0614	0,3088	0,958	-23,73
RL-VI	-0,1579	0,3536	0,979	-23,11	0,144	-0,1358	0,3569	0,951	-21,84
RL-VII	0,0211	0,1341	0,985	-47,43	0,155	-0,0077	0,1428	0,981	-43,85
RL-VIII	-0,0667	0,2414	0,972	-32,14	0,145	-0,0651	0,2841	0,961	-26,66
RL-IX	-0,0266	0,2384	0,972	-32,46	0,184	-0,0205	0,2991	0,959	-25,37
RL-X	-0,0249	0,2085	0,976	-35,95	0,144	-0,0359	0,2679	0,963	-28,12

Los estadísticos empleados en la tabla anterior fueron el sesgo ( $\bar{E}$ ), el error medio cuadrático (EMC), el coeficiente de determinación ajustado ( $R^2_{Adj}$ ), el criterio de información de Akaike relativo ( $\Delta_{AIC}$ ) y el índice de Furnival (IF). En la validación cruzada el coeficiente de determinación ajustado ha sido sustituido por la eficacia del modelo ajustada ( $MEF_{Adj}$ ).

Atendiendo a los estadísticos de comparación se observa que el modelo RL-VI mostró la mejor capacidad de ajuste y predictiva. En la Tabla 25 se presentan los resultados de las estimaciones de los parámetros para este modelo.

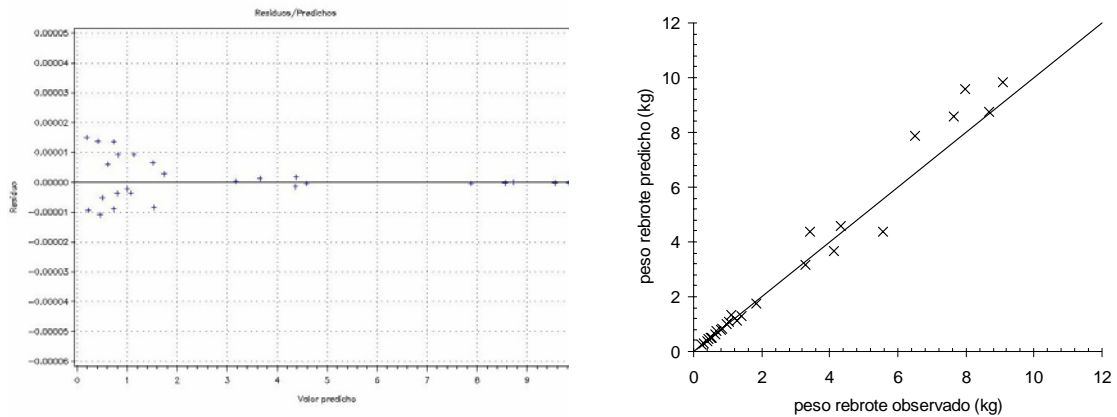
**Tabla 25.** Estimación de los parámetros del modelo de biomasa de rebrotes RL-VI.

Parámetro	Grados de libertad	Estimación	Error estándar asintótico	T para $H_0$ Parámetro=0	Prob> T
$\beta_0$	1	0,06756	0,00793	8,52	<,0001
$\beta_1$	1	0,04246	0,00110	38,68	<,0001

La expresión final del modelo de biomasa total de rebrotes fue la siguiente:

$$W = 0,0676 + 0,0425 \cdot d^2 h \quad [174]$$

donde  $W$  representa el peso seco total del rebrote (kg),  $d$  el diámetro normal (cm) y  $h$  la altura total (m). La ponderación empleada fue  $1/(d^2 \cdot h)^{2,9}$ , para un valor del índice de Furnival = 0,14382.



**Figura 16.** Gráfico de residuos frente a predichos y gráfico de valores reales frente a predichos del ajuste del modelo RL-VI de biomasa de rebrotes de *Eucalyptus globulus*.

#### 4.1.3. Distribución y acumulación de la biomasa arbórea en las masas de *Eucalyptus globulus*

Existen numerosos trabajos que han cuantificado la biomasa de las especies del género *Eucalyptus*, especialmente en aquellos países donde ocupan una mayor superficie (Chile, Brasil, Australia, Portugal y España). En la mayoría de estos estudios se concluye que la madera del tronco supone entre el 71 y 83 % de la biomasa total aérea, seguida de la corteza con un 7-11 %, 6-8 % de las ramas y 2-10 % de ramillos y hojas. Normalmente se constata la siguiente secuencia de acumulación de biomasa: madera > corteza > ramas > hojas > ramillos (González Esparcia et al., 1985; Spangenberg et al., 1996; Cortez y Madeira, 1998; Brañas et al., 2000). En el presente trabajo se ha registrado la siguiente secuencia de acumulación de biomasa en las fracciones arbóreas: madera > corteza > ramas gruesas > hojas = ramas finas > ramillos.

En la Tabla 26 se recogen los valores medio, máximo y mínimo de peso seco y sus porcentajes para las diferentes fracciones arbóreas obtenidos en las seis masas analizadas, una vez aplicadas las ecuaciones de biomasa a los datos obtenidos en el inventario dasométrico. Como se puede observar, los porcentajes de peso seco de cada una de las fracciones con respecto a la biomasa total arbórea son bastante constantes en todas las parcelas estudiadas.

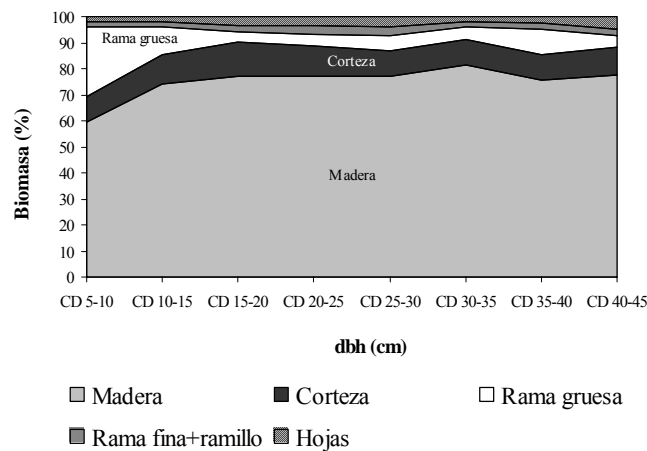
La madera es claramente la fracción que más biomasa aporta, representando una media del 82 % del peso total arbóreo, y le sigue la corteza, con un 7 %. Este porcentaje de madera se relaciona exponencialmente con la edad de la masa ( $r = 0,88$ ;  $P < 0,05$ ), de modo que a medida que aumenta la edad de la plantación aumenta ligeramente la proporción de peso de madera con respecto a la biomasa total. Por otro lado, las fracciones de copa (ramillos, ramas finas, y ramas gruesas) suponen una media del 11 % de la biomasa arbórea.

Los valores de biomasa arbórea oscilan entre 142 y 426 Mg ha<sup>-1</sup>, que corresponden con la parcela más joven (13 años y densidad de 1200 pies ha<sup>-1</sup>) y la de más edad (24 años y densidad de 1150 pies ha<sup>-1</sup>) respectivamente. Las cantidades promedio de madera, corteza y fracciones de copa en las masas estudiadas alcanzan los 184, 16 y 22 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

**Tabla 26.** Valores de biomasa acumulada en las masas de *Eucalyptus globulus* estudiadas. En cursiva se incluye el porcentaje de peso seco de cada una de las fracciones arbóreas consideradas con respecto a la biomasa aérea total.

Localidad	Madera (t ha <sup>-1</sup> )	Corteza (t ha <sup>-1</sup> )	Ramas gruesas (t ha <sup>-1</sup> )	Ramas finas (t ha <sup>-1</sup> )	Ramillos (t ha <sup>-1</sup> )	Acículas (t ha <sup>-1</sup> )
Coristanco	151,4	14,5	9,0	3,8	1,5	3,1
	82,6 %	7,9 %	4,9 %	2,1 %	0,8 %	1,7 %
Zas	122,3	12,2	7,8	3,5	1,5	2,8
	81,5 %	8,1 %	5,2 %	2,3 %	1,0 %	1,9 %
P. do Son	187,4	17,5	9,9	4,1	1,4	3,2
	83,8 %	7,8 %	4,4 %	1,8 %	0,6 %	1,4 %
Meis	364,7	27,0	20,1	5,7	2,1	6,9
	85,5 %	6,3 %	4,7 %	1,3 %	0,5 %	1,6 %
C. Lameiro	170,2	14,6	12,1	4,3	2,0	4,6
	81,9 %	7,0 %	5,8 %	2,1 %	1,0 %	2,2 %
P. Caldelas	111,9	10,0	10,1	3,8	2,2	4,2
	78,7 %	7,0 %	7,1 %	2,7 %	1,5 %	3,0 %
<i>Media</i>	184,7	16,0	11,5	4,2	1,8	4,1
	82,3 %	7,4 %	5,4 %	2,1 %	0,9 %	2,0 %
<i>Desv. estand</i>	92,7	6,0	4,4	0,8	0,4	1,5
	2,3 %	0,7 %	1,0 %	0,5 %	0,4 %	0,6 %

La cantidad de biomasa arbórea acumulada en estas plantaciones aumenta a medida que aumenta la edad de la masa y el área basimétrica, al mismo tiempo que también se percibe un incremento de restos vegetales acumulados en el horizonte orgánico. Similares resultados se han obtenido para otras especies del mismo género (O'Connell y Managé, 1982; Brañas et al., 2000).



**Figura 17.** Evolución de la distribución de la biomasa en las diferentes fracciones arbóreas de *Eucalyptus globulus* en función del diámetro normal del árbol.

La producción anual de biomasa aérea seca no varía excesivamente en las parcelas estudiadas, con valores que oscilan entre 10,2 y 13 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, aspecto que refleja las escasas diferencias en cuanto a calidad de estación. La masa de Meis manifiesta un comportamiento distinto, con producciones de 17,7 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, bastante superiores al resto de casos, aunque la diferencia de edad entre esta parcela y las restantes es muy grande (24 años frente a 13-18 años, respectivamente).

En otros trabajos con diferentes especies del género *Eucalyptus* llevados a cabo en Australia, Portugal y España se han registrado valores de acumulación de biomasa arbórea anual que oscilan entre los 13 (Birk y Turner, 1992; Cortez y Madeira, 1998; Brañas, 2000) y los 19 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Spangenberg et al., 1996; Brañas et al., 2000). En esos mismos trabajos

los valores para las fracciones no maderables (corteza, ramas y hojas) oscilaron entre 3 y 6 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Los resultados son similares a los de este estudio aunque, hay que tener en cuenta que no son directamente comparables puesto que la mayoría de los primeros se realizaron sobre parcelas instaladas en ensayos de fertilización.

Otros trabajos han estudiado además la variación de la biomasa arbórea y los nutrientes acumulados en ella como consecuencia de diferentes tratamientos culturales (Birk y Turner, 1992; Cromer et al., 1993; Reed y Tomé, 1998; Donoso et al., 1999). Varios de los modelos de estimación aportados en estos estudios incluyen algún factor corrector para tener en cuenta el efecto de los diferentes tratamientos de fertilización y riego llevados a cabo. Muchos de estos estudios de cierta complejidad surgieron ante el interés que despertaron trabajos previos (Potter y Jones, 1977; Carvalho et al., 1993) que observaron un aumento en la cantidad de biomasa, y especialmente del peso de las hojas, en respuesta a diferentes prácticas de fertilización.

#### 4.1.4. Modelización de la biomasa arbórea de *Pinus pinaster*

En la Tabla 27 figuran algunos estadísticos descriptivos de los datos empleados en los ajustes de las ecuaciones de biomasa de *Pinus pinaster*.

**Tabla 27.** Estadísticos descriptivos de los 125 pies de *Pinus pinaster* empleados en los ajustes de las ecuaciones de biomasa.

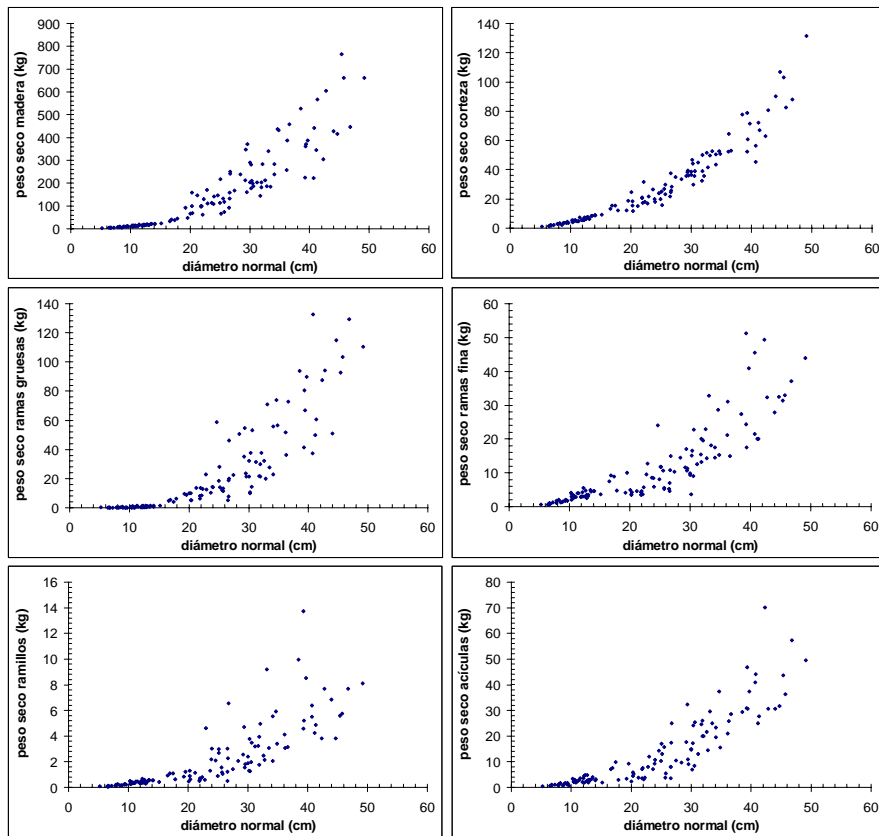
Estadístico	d (cm)	h (m)	Peso madera (kg)	Peso corteza (kg)	Peso ramas gruesas (kg)	Peso ramas finas (kg)	Peso ramillos (kg)	Peso acículas (kg)	Peso total (kg)
Media	22,99	15,06	155,89	28,00	23,79	11,26	2,16	12,86	233,95
Máximo	49,15	23,76	764,70	131,56	132,59	51,20	13,73	70,23	1041,19
Mínimo	5,25	7,10	2,55	1,02	0,00	0,47	0,06	0,39	4,87
Desv. típ.*	11,62	5,17	168,99	26,37	31,46	11,36	2,50	13,81	246,19
Cv**	50,55	34,29	108,40	94,20	132,27	100,89	115,60	107,46	105,23

\*Desviación típica; \*\* Coeficiente de variación (%); d: diámetro normal; h: altura total.

La representación gráfica de los valores de peso de las diferentes fracciones arbóreas de los 125 árboles muestreados frente al diámetro normal se recoge en la Figura 18.

La Tabla 28 muestra los valores de los estadísticos obtenidos en el ajuste y la validación de las funciones de biomasa de las distintas fracciones arbóreas de *Pinus pinaster* ajustadas individualmente.

Los modelos lineales (denotados con el código L) se ajustaron mediante regresión lineal ponderada. En los dos procedimientos de ajuste, lineal y no lineal, se seleccionó la ponderación que minimizó el valor del índice de Furnival del ajuste.



**Figura 18.** Representación gráfica del peso seco de las fracciones arbóreas frente al diámetro normal de los 125 pies de *Pinus pinaster* empleados para la modelización de la biomasa arbórea.

**Tabla 28.** Valores de los estadísticos empleados para comparar y validar las funciones de biomasa de las distintas fracciones arbóreas de *Pinus pinaster* ajustadas individualmente.

Fracción	Modelo	Ajuste					Validación cruzada			
		$\bar{E}$	EMC	$R^2_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	IF	$\bar{E}$	EMC	$MEF_{adj}$	$\Delta_{AIC}$
Madera	LN-I	-1,6794	4.335,2	0,848	1.050,8	18,96	-1,7149	4.541,5	0,842	1.048,2
	LN-II	2,4156	2.141,6	0,925	962,6	12,89	2,4883	2.235,2	0,922	960,3
	LN-III	3,0474	1.925,3	0,933	950,3	12,43	3,0369	2.037,6	0,929	949,8
	LN-IV	0,5326	4.592,2	0,839	1059,0	18,20	0,5499	4.858,2	0,831	1.057,5
	LN-V	1,5517	2.255,6	0,921	970,1	14,86	1,5681	2.387,7	0,917	969,4
	LN-VI	1,9782	2.658,2	0,907	990,6	15,03	1,9811	2.811,5	0,902	989,7
	L-I	9,6662	2.379,0	0,917	975,8	12,36	9,8014	2.424,5	0,915	970,4
	L-II	2,0887	2.021,8	0,929	957,4	11,69	2,1321	2.095,1	0,927	954,2
	L-III	4,9759	4.012,6	0,859	1.042,1	20,46	5,1699	4.138,4	0,856	1.037,6
	L-IV	0,2829	2.033,3	0,929	957,1	11,86	0,3069	2.102,8	0,927	953,7
	L-V	-10,6054	8.134,7	0,715	1.130,4	16,17	-11,5037	8.167,5	0,692	1.131,8
	L-VI	-1,1449	2.330,4	0,918	974,2	12,11	-1,3214	2.483,5	0,913	974,3
Corteza	LN-I	0,2422	40,93	0,941	467,9	2,68	0,2423	42,94	0,939	470,2
	LN-II	0,3981	52,65	0,924	499,3	3,31	0,3953	54,96	0,921	500,7
	LN-III	0,2474	41,02	0,941	469,2	2,69	0,2174	44,18	0,937	474,6
	LN-IV	0,1534	39,33	0,944	463,9	2,62	0,1606	41,75	0,940	467,6
	LN-V	0,2166	41,41	0,940	470,5	2,68	0,2148	44,12	0,937	474,6
	LN-VI	0,2151	41,61	0,940	470,9	2,68	0,2114	44,35	0,937	475,1
	L-I	-0,1044	39,25	0,944	462,7	3,87	-0,1578	40,95	0,941	464,3
	L-II	0,5057	45,62	0,934	483,4	2,66	0,5011	48,49	0,931	486,9
	L-III	0,4452	42,80	0,938	474,7	2,63	0,4490	44,84	0,936	476,5
	L-IV	0,1025	40,50	0,942	467,7	2,74	0,0932	42,64	0,939	470,1
	L-V	-0,1168	38,06	0,945	459,7	2,74	-0,1019	42,07	0,940	468,4
	L-VI	-0,1086	42,29	0,939	472,7	3,81	-0,1098	48,48	0,931	486,0

Fracción	Modelo	$\bar{E}$	EMC	$R^2_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	IF	$\bar{E}$	EMC	$MEF_{adj}$	$\Delta_{AIC}$
Ramas Gruesas	LN-I	-3,9227	317,14	0,680	723,9	3,72	-4,0435	333,56	0,665	724,4
	LN-II	-2,4363	223,95	0,774	680,4	3,56	-2,5082	235,02	0,764	681,0
	LN-III	-2,6773	232,96	0,765	686,3	3,57	-2,7681	246,86	0,752	688,0
	LN-IV	-2,4294	227,62	0,770	683,4	3,61	-2,4979	240,22	0,759	684,6
	LN-V	-2,5717	189,38	0,809	660,4	3,52	-2,6501	200,05	0,799	662,0
	LN-VI	-2,3498	171,59	0,827	648,0	3,50	-2,4227	181,12	0,818	649,6
	L-I	5,3374	285,07	0,712	710,5	4,70	5,4268	293,02	0,706	708,3
	L-II	1,3194	183,54	0,815	657,5	3,48	1,3210	189,93	0,809	656,5
	L-III	2,9485	212,66	0,785	674,9	4,00	2,9944	218,54	0,780	672,9
	L-IV	2,6070	213,18	0,785	675,2	3,97	2,6280	220,27	0,779	673,9
	L-V	-1,8324	430,84	0,565	763,2	4,07	-2,0478	472,76	0,525	768,6
	L-VI	-0,9506	303,88	0,693	719,5	3,92	-1,1261	335,50	0,663	726,1
Fracción	Modelo	$\bar{E}$	EMC	$R^2_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	IF	$\bar{E}$	EMC	$MEF_{adj}$	$\Delta_{AIC}$
Ramas Finas	LN-I	0,2818	30,98	0,761	432,8	2,69	0,2821	32,14	0,753	434,3
	LN-II	0,2670	41,43	0,679	469,5	3,07	0,2619	43,04	0,670	470,2
	LN-III	0,1544	21,97	0,830	390,8	2,38	0,1670	23,35	0,821	395,4
	LN-IV	0,1798	29,94	0,768	429,7	2,37	0,1840	31,46	0,759	432,2
	LN-V	0,2245	26,26	0,797	413,0	2,42	0,2365	27,52	0,787	419,1
	LN-VI	0,2001	25,16	0,806	407,6	2,37	0,2121	26,55	0,796	411,5
	L-I	-0,2749	39,44	0,695	463,1	3,55	-0,3187	40,85	0,686	464,0
	L-II	0,3225	25,77	0,801	411,9	2,60	0,3356	27,36	0,790	416,0
	L-III	0,5757	33,88	0,738	445,1	2,66	0,5838	35,38	0,728	446,9
	L-IV	0,3626	26,20	0,797	413,2	2,59	0,3719	27,40	0,789	415,6
	L-V	-0,2945	29,12	0,775	426,1	2,84	-0,2893	30,96	0,763	430,2
	L-VI	-0,1032	38,53	0,702	461,2	3,52	-0,1298	40,56	0,689	463,9
Fracción	Modelo	$\bar{E}$	EMC	$R^2_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	IF	$\bar{E}$	EMC	$MEF_{adj}$	$\Delta_{AIC}$
Ramillos	LN-I	0,0842	2,047	0,672	93,5	0,47	0,0863	2,123	0,661	97,4
	LN-II	0,0903	2,193	0,648	102,1	0,51	0,0921	2,273	0,638	105,8
	LN-III	0,0666	2,106	0,662	98,0	0,46	0,0668	2,202	0,649	102,8
	LN-IV	0,0598	2,099	0,663	97,7	0,45	0,0608	2,191	0,651	102,2
	LN-V	0,0777	2,113	0,661	98,5	0,47	0,0799	2,214	0,647	103,5
	LN-VI	0,0736	2,139	0,657	100,0	0,46	0,0748	2,235	0,644	104,7
	L-I	-0,2795	2,399	0,615	113,4	0,60	-0,2874	2,471	0,606	116,2
	L-II	0,0807	2,081	0,666	97,5	0,52	0,0821	2,165	0,655	101,7
	L-III	0,1083	2,084	0,666	96,7	0,51	0,1102	2,155	0,656	100,2
	L-IV	0,0967	2,082	0,666	96,6	0,52	0,0984	2,158	0,656	100,3
	L-V	0,0030	2,055	0,670	95,0	0,51	0,0013	2,161	0,655	100,5
	L-VI	0,0178	2,390	0,617	113,9	0,58	0,0240	2,535	0,596	120,3
Fracción	Modelo	$\bar{E}$	EMC	$R^2_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	IF	$\bar{E}$	EMC	$MEF_{adj}$	$\Delta_{AIC}$
Acículas	LN-I	0,2811	35,29	0,815	449,3	2,86	0,2847	36,73	0,809	450,8
	LN-II	0,2879	47,55	0,751	486,5	3,22	0,2877	49,35	0,743	487,3
	LN-III	0,1265	30,97	0,838	433,8	2,72	0,1318	32,72	0,830	437,6
	LN-IV	0,1076	36,03	0,811	453,0	2,64	0,1044	38,05	0,802	455,9
	LN-V	0,1820	32,77	0,829	440,8	2,64	0,1892	34,76	0,819	444,9
	LN-VI	0,1468	32,95	0,828	441,7	2,60	0,1508	35,07	0,818	445,9
	L-I	-0,3572	44,97	0,765	479,4	3,37	-0,3958	46,58	0,758	480,1
	L-II	0,2798	33,10	0,827	443,4	2,74	0,2817	35,08	0,818	446,8
	L-III	0,6212	37,80	0,802	459,0	2,74	0,6266	39,43	0,795	460,5
	L-IV	0,5533	36,51	0,809	454,5	2,76	0,5609	38,04	0,802	456,0
	L-V	-0,1201	34,72	0,818	448,2	2,79	-0,1329	36,65	0,810	451,3
	L-VI	-0,1170	44,33	0,768	478,9	3,36	-0,1472	47,00	0,756	482,3

Los estadísticos empleados en la tabla anterior fueron el sesgo ( $\bar{E}$ ), el error medio cuadrático (EMC), el coeficiente de determinación ajustado ( $R^2_{Adj}$ ), el criterio de información de Akaike relativo ( $\Delta_{AIC}$ ) y el índice de Furnival (IF). En la validación cruzada el coeficiente de determinación ajustado ha sido sustituido por la eficacia del modelo ajustada ( $MEF_{Adj}$ ).

Atendiendo a los estadísticos de comparación se observa que los modelos L-II, L-IV y L-VI muestran la mejor capacidad de ajuste y predictiva para la biomasa de madera, aunque el estudio de la multicolinealidad de los modelos completos indicó que al menos una variable estaba fuertemente correlacionada con el resto.

Los modelos ajustados seleccionados en esta primera fase para cada una de las fracciones arbóreas figuran a continuación:

$$\text{Madera} \quad \text{L-I} \quad W = 0,19990 + 0,01188 \cdot d^2 h \quad [175]$$

$$\text{Corteza} \quad \text{LN-IV} \quad \ln W = -3,04821 + 2,31263 \cdot \ln d + 0,11822 \cdot \ln G \quad [176]$$

$$\text{Ramas gruesas} \quad \text{L-II} \quad W = 2,75919 - 0,01749 \cdot d^2 - 0,36448 \cdot h + 0,00299 \cdot d^2 h \quad [177]$$

$$\text{Ramas finas} \quad \text{LN-III} \quad \ln W = -2,23103 + 2,32702 \cdot \ln d - 1,05767 \cdot \ln h \quad [178]$$

$$\text{Ramillos} \quad \text{LN-I} \quad \ln W = -6,16539 + 2,08852 \cdot \ln d \quad [179]$$

$$\text{Acículas} \quad \text{LN-VI} \quad \ln W = -3,1102 + 2,55722 \cdot \ln d - 0,98218 \cdot \ln \bar{h} \quad [180]$$

En el caso de los modelos [176], [178], [179] y [180] se deshizo la transformación logarítmica para ajustar de nuevo los modelos no lineales resultantes mediante regresión no lineal ponderada, tomando como inicializadores los valores de los parámetros del ajuste lineal.

En las Tablas 29 y 30 se presentan los resultados del análisis de la varianza y de las estimaciones de los parámetros para el modelo de biomasa de corteza no lineal (N-IV) derivado del modelo logarítmico LN-IV.

**Tabla 29.** Análisis de la varianza del modelo de biomasa de corteza no lineal ponderado (N-IV) derivado del modelo logarítmico LN-IV.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	F	Prob>F	R <sup>2</sup> <sub>Adj</sub>
Modelo	3	0,0936	0,0312	1745,77	<,0001	0,961
Error	122	0,00218	0,000018			
Total corregida	124	0,0547				

**Tabla 30.** Estimación de los parámetros del modelo de biomasa de corteza no lineal ponderado (N-IV) derivado del modelo logarítmico LN-IV.

Parámetro	Grados de libertad	Estimación	Error estándar asintótico	Intervalos de confianza asintóticos al 95 %	
				Inferior	Superior
$\beta_0$	1	0,0374	0,00418	0,0291	0,0457
$\beta_1$	1	2,0851	0,0535	1,9791	2,1910
$\beta_2$	1	-0,0447	0,0195	-0,0834	-0,00607

En las Tablas 31 y 32 se presentan los resultados del análisis de la varianza y de las estimaciones de los parámetros para el modelo de biomasa de ramas finas no lineal (N-III) derivado del modelo logarítmico LN-III.

**Tabla 31.** Análisis de la varianza del modelo de biomasa de ramas finas no lineal ponderado (N-III) derivado del modelo logarítmico LN-III.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	F	Prob>F	R <sup>2</sup> <sub>Adj</sub>
Modelo	3	0,0618	0,0206	386,43	<,0001	0,831
Error	122	0,0065	0,000053			
Total corregida	124	0,0283				

**Tabla 32.** Estimación de los parámetros del modelo de biomasa de ramas finas no lineal ponderado (N-III) derivado del modelo logarítmico LN-III.

Parámetro	Grados de libertad	Estimación	Error estándar asintótico	Intervalos de confianza asintóticos al 95 %	
				Inferior	Superior
$\beta_0$	1	0,1065	0,0260	0,0550	0,1580
$\beta_1$	1	2,3279	0,1243	2,0818	2,5740
$\beta_2$	1	-1,0329	0,2054	-1,4396	-0,6262

En las Tablas 33 y 34 se presentan los resultados del análisis de la varianza y de las estimaciones de los parámetros para el modelo de biomasa de ramillos no lineal (N-I) derivado del modelo logarítmico LN-I.

**Tabla 33.** Análisis de la varianza del modelo de biomasa de ramillos no lineal ponderado (N-I) derivado del modelo logarítmico LN-I.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	F	Prob>F	R <sup>2</sup> <sub>Adj</sub>
Modelo	2	0,000016	8,178E-6	433,11	<,0001	0,769
Error	123	2,323E-6	1,888E-8			
Total corregida	124	0,000010				

**Tabla 34.** Estimación de los parámetros del modelo de biomasa de ramillos no lineal ponderado (N-I) derivado del modelo logarítmico LN-I.

Parámetro	Grados de libertad	Estimación	Error estándar asintótico	Intervalos de confianza asintóticos al 95 %	
				Inferior	Superior
$\beta_0$	1	0,00196	0,00031	0,00133	0,00258
$\beta_1$	1	2,1439	0,0612	2,0227	2,2650

En las Tablas 35 y 36 se presentan los resultados del análisis de la varianza y de las estimaciones de los parámetros para el modelo de biomasa de acículas no lineal (N-VI) derivado del modelo logarítmico LN-VI.

**Tabla 35.** Análisis de la varianza del modelo de biomasa de acículas no lineal ponderado (N-VI) derivado del modelo logarítmico LN-VI.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	F	Prob>F	R <sup>2</sup> <sub>Adj</sub>
Modelo	3	0,0136	0,00453	356,87	<,0001	0,836
Error	122	0,00155	0,000013			
Total corregida	124	0,00943				

**Tabla 36.** Estimación de los parámetros del modelo de biomasa de acículas no lineal (N-VI) derivado del modelo logarítmico LN-VI.

Parámetro	Grados de libertad	Estimación	Error estándar asintótico	Intervalos de confianza asintóticos al 95 %	
				Inferior	Superior
$\beta_0$	1	0,0385	0,00929	0,0201	0,0568
$\beta_1$	1	2,4395	0,1093	2,2231	2,6558
$\beta_2$	1	-0,7686	0,1789	-1,1228	-0,4144

En la Tabla 37 figuran las expresiones de los modelos de biomasa ajustados individualmente, junto con el factor de ponderación empleado en cada caso. El factor de ponderación seleccionado fue aquel que minimizaba el valor del índice de Furnival del modelo.

**Tabla 37.** Expresión de los modelos de biomasa ajustados mediante regresión lineal ponderada y regresión no lineal ponderada.

Fracción		Modelo	Ponderación
Madera	L-I	$W = 0,19990 + 0,01188 \cdot d^2 h$	$1/(d^2 \cdot h)^{2,5}$
Corteza	N-IV	$W = 0,0374 \cdot d^{2,0851} \cdot G^{-0,0447}$	$1/d^{4,3}$
Ramas gruesas	L-II	$W = 2,7591 - 0,0174 \cdot d^2 - 0,3644 \cdot h + 0,0029 \cdot d^2 h$	$1/(d^2 \cdot h)^{2,5}$
Ramas finas	N-III	$W = 0,1065 \cdot d^{2,3279} \cdot h^{-1,0329}$	$1/d^{3,9}$
Ramillos	N-I	$W = 0,00196 \cdot d^{2,1439}$	$1/d^{5,5}$
Acículas	N-VI	$W = 0,0385 \cdot d^{2,4395} \cdot \bar{h}^{-0,7686}$	$1/d^{4,4}$

Una vez ajustados los modelos de biomasa de las diferentes fracciones arbóreas de forma individual se realizó el ajuste simultáneo ponderado de estas seis ecuaciones. Este sistema de seis ecuaciones, más la de biomasa total, aparentemente no relacionadas se resolvió mediante regresión SUR ponderada, empleando en cada caso las ponderaciones recogidas en la Tabla 37 para las ecuaciones de cada fracción y la obtenida por la metodología de Harvey (1976) para la ecuación de biomasa total.

En la Tabla 38 se incluyen los valores de los parámetros de las ecuaciones de biomasa ajustadas simultáneamente para *Pinus pinaster*. En la Tabla 39 se recogen los estadísticos de comparación para los modelos de biomasa ajustados de forma simultánea.

**Tabla 38.** Estimación de los parámetros del ajuste simultáneo ponderado de las ecuaciones de biomasa de las fracciones arbóreas de *Pinus pinaster*.

	Parámetro	Estimación	Error estándar asintótico	T Valor	Prob>F
Madera	$\beta_0$	0,38820	0,1156	3,36	0,0010
	$\beta_1$	0,01149	0,00019	58,31	<,0001
Corteza	$\beta_0$	0,03687	0,00402	9,16	<,0001
	$\beta_1$	2,09830	0,0520	40,36	<,0001
	$\beta_2$	-0,05511	0,0188	-2,93	0,0041
Ramas gruesas (2 < d < 7 cm)	$\beta_0$	3,20193	0,3352	9,55	<,0001
	$\beta_1$	-0,01484	0,00260	-5,70	0,0021
	$\beta_2$	-0,42284	0,0482	-8,78	<,0001
	$\beta_3$	0,00279	0,00018	14,77	<,0001
Ramas finas (0,5 < d < 2 cm)	$\beta_0$	0,09781	0,0213	4,59	<,0001
	$\beta_1$	2,28812	0,0951	24,07	0,0011
	$\beta_2$	-0,96484	0,1697	-5,68	<,0001
Ramillos (d < 0,5 cm)	$\beta_0$	0,00188	0,00044	4,28	<,0001
	$\beta_1$	2,15370	0,0883	24,39	<,0001
Acículas	$\beta_0$	0,02710	0,0103	2,63	0,0096
	$\beta_1$	2,50981	0,1681	14,93	<,0001
	$\beta_2$	-0,69492	0,2810	-2,47	0,0148

**Tabla 39.** Valores de suma de cuadrados del error (SSE), error medio cuadrático (MSE) y coeficiente de determinación ( $R^2$ ) del ajuste simultáneo ponderado de las ecuaciones de biomasa de las fracciones arbóreas de *Pinus pinaster*.

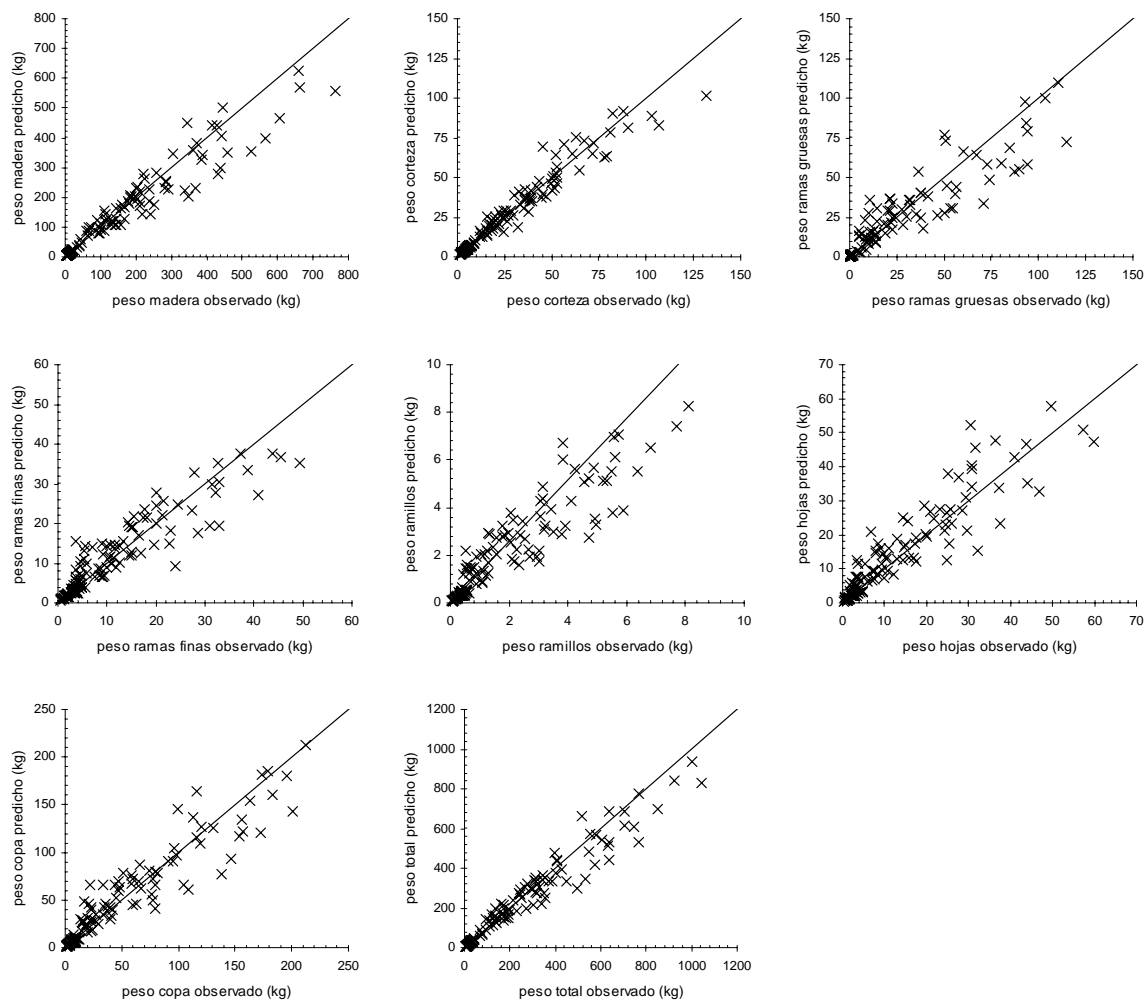
Fracción	SSE	MSE	$R^2$
Madera	325309,0	2623,5	0,908
Corteza	4888,6	39,58	0,943
Ramas gruesas	23604,3	191,9	0,806
Ramas finas	2780,4	22,51	0,826
Ramillos	248,9	2,01	0,678
Ramas	35578,5	295,3	0,845
Acículas	4182,9	33,86	0,823
Copa	52076,1	421,7	0,869
Total	467831,1	3819,0	0,937

Las expresiones de los modelos de biomasa finalmente ajustados de forma simultánea para las diferentes fracciones arbóreas de *Pinus pinaster* se detallan a continuación:

Fracción	Modelo
Madera	$W = 0,38820 + 0,01149 \cdot d^2 h$
Corteza	$W = 0,03687 \cdot d^{2,09830} \cdot G^{-0,05511}$
Ramas gruesas	$W = 3,20193 - 0,01484 \cdot d^2 - 0,42284 \cdot h + 0,00279 \cdot d^2 h$
Ramas finas	$W = 0,09781 \cdot d^{2,28812} \cdot h^{-0,96484}$
Ramillos	$W = 0,00188 \cdot d^{2,15370}$
Acículas	$W = 0,02710 \cdot d^{2,50981} \cdot \bar{h}^{-0,69492}$

En todos los modelos  $W$  representa el peso seco del componente arbóreo correspondiente (kg),  $d$  el diámetro normal (cm),  $h$  la altura total (m) y  $\bar{h}$  la altura media (m). La ecuación de biomasa total se obtiene como suma de las ecuaciones de todas las fracciones.

En la Figura 19 se recogen los gráficos que representan los valores predichos por los modelos de biomasa ajustados frente a los valores de biomasa reales.



**Figura 19.** Gráficos de valores predichos frente a reales del ajuste de los modelos de biomasa de las fracciones arbóreas de *Pinus pinaster*.

#### 4.1.5. Distribución y acumulación de la biomasa arbórea en las masas de *Pinus pinaster*

Se ha observado la siguiente secuencia de acumulación de biomasa en las fracciones arbóreas: madera > corteza > ramas gruesas > hojas > ramas finas > ramillos (Tabla 40).

La madera es la fracción que aporta mayor biomasa, representando un promedio del 68 % del peso arbóreo. La corteza y las acículas suponen el 11 % y el 5 % respectivamente. Los restos de corta (ramas y acículas) suponen algo más del 20 % de la biomasa arbórea.

**Tabla 40.** Valores de biomasa acumulada en las masas de *Pinus pinaster* estudiadas. Se incluye en cursiva el porcentaje de peso seco de cada una de las fracciones arbóreas consideradas con respecto a la biomasa aérea total.

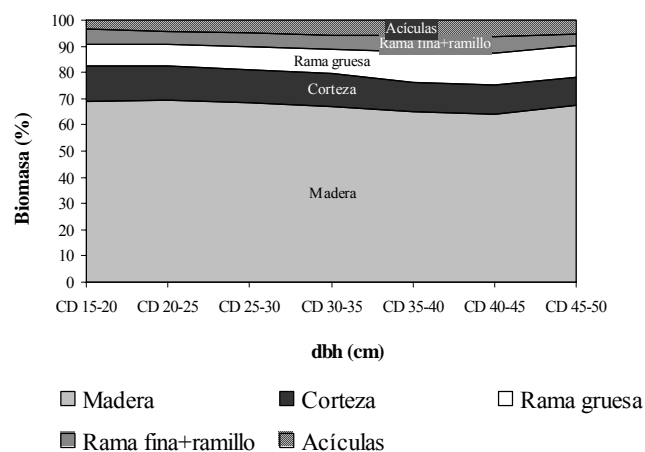
Localidad	Madera (t ha <sup>-1</sup> )	Corteza (t ha <sup>-1</sup> )	Ramas gruesas (t ha <sup>-1</sup> )	Ramas finas (t ha <sup>-1</sup> )	Ramillos (t ha <sup>-1</sup> )	Acículas (t ha <sup>-1</sup> )
Becerreá	296,4 <i>67,8 %</i>	48,7 <i>11,2 %</i>	47,8 <i>10,7 %</i>	18,3 <i>4,2 %</i>	3,8 <i>0,9 %</i>	22,6 <i>5,2 %</i>
A Fonsagrada	254,6 <i>67,9 %</i>	42,2 <i>11,3 %</i>	39,5 <i>10,5 %</i>	15,9 <i>4,2 %</i>	3,3 <i>0,9 %</i>	19,5 <i>5,2 %</i>
O Saviñao	211,0 <i>68,0 %</i>	35,2 <i>11,4 %</i>	31,7 <i>10,2 %</i>	13,3 <i>4,3 %</i>	2,8 <i>0,9 %</i>	16,2 <i>5,2 %</i>
A Guarda	183,4 <i>67,6 %</i>	29,5 <i>10,9 %</i>	31,1 <i>11,5 %</i>	11,1 <i>4,1 %</i>	2,2 <i>0,8 %</i>	14,0 <i>5,2 %</i>
Campaño	184,3 <i>67,9 %</i>	30,6 <i>11,3 %</i>	28,6 <i>10,5 %</i>	11,5 <i>4,2 %</i>	2,4 <i>0,9 %</i>	14,1 <i>5,2 %</i>
Burela	138,4 <i>68,2 %</i>	23,6 <i>11,6 %</i>	19,4 <i>9,6 %</i>	8,8 <i>4,3 %</i>	1,9 <i>0,9 %</i>	10,7 <i>5,3 %</i>
<i>Media</i>	215,3 <i>67,9 %</i>	35,7 <i>11,3 %</i>	33,4 <i>10,5 %</i>	13,4 <i>4,2 %</i>	2,8 <i>0,9 %</i>	16,5 <i>5,2 %</i>
<i>Desv. estand.</i>	63,9 <i>0,2 %</i>	10,5 <i>0,3 %</i>	10,6 <i>0,6 %</i>	4,0 <i>0,1 %</i>	0,8 <i>0,0 %</i>	4,9 <i>0,1 %</i>

Los resultados obtenidos por Montero et al. (1999) en un estudio sobre la variación de la distribución de biomasa arbórea de *Pinus pinaster* subesp. mediterránea bajo diferentes regímenes de claras mostraron que, en lo que respecta a la distribución de biomasa entre las diferentes partes del árbol, la madera y la corteza representan entre el 62 y el 79 % de la biomasa total, para árboles jóvenes y adultos respectivamente. Los porcentajes de peso seco de ramas finas y gruesas también variaban dependiendo de la edad del árbol, oscilando en el primer caso entre un 20 % y un 8 %, y en el segundo entre un 8 % y un 11 %, para árboles jóvenes y adultos respectivamente. El porcentaje de biomasa de acículas con respecto al total no varía en función de la edad del árbol, manteniéndose alrededor del 10 %. Si comparamos los resultados del presente trabajo con los aportados por Montero et al. (1999), observamos que los porcentajes de madera y corteza son muy similares, de forma análoga a lo que sucede con las ramas gruesas, especialmente en el caso de las clases diamétricas más altas. Donde se han apreciado mayores diferencias ha sido en las ramas finas y en la fracción foliar, ya que en el presente trabajo se han registrado porcentajes de ramas finas (incluyendo ramillos) y de acículas con respecto a la biomasa total de 5,1 y 5,2 %, respectivamente frente al 8 y el 10 % de Montero et al. (1999). Hay que tener en cuenta que se trata de dos subespecies con diferentes pautas de crecimiento y distintos comportamientos frente a la competencia intra-específica, factores que influyen en el desarrollo de la copa. Otro factor que puede provocar que los porcentajes de acículas en la subespecie atlántica sean inferiores es la menor persistencia de acículas viejas (3-4 años) en las ramillas.

En la región de las Landas francesas es donde se localizan los trabajos más completos relativos a la modelización del crecimiento y la producción de esta especie (Lemoine, 1969; Lemoine et al., 1986; Salas-González, 1995). Porté et al. (2002), estudiaron la biomasa arbórea de dos plantaciones de *Pinus pinaster* subesp. atlántica de 26 y 32 años, registrando una proporción de ramas no tan alta, 13,2 % y 11,4 %, respectivamente, mientras que el porcentaje de madera era algo superior, 75,5 % y 78,2 %. Este mayor porcentaje de madera y menor de ramas puede ser explicado no sólo por las características genéticas del material vegetal de partida empleado en la plantación sino también por los tratamientos selvícolas considerados, que plantean menores densidades y un correcto esquema de podas. La proporción de corteza que registraron estos autores fue muy similar al obtenido en el presente estudio, y se sitúa en 10,3 % y 11,2 % para la plantación de 32 y 26 años respectivamente.

Lemoine et al. (1984, 1986) en una plantación de 16 años en Las Landas, con 817 pies ha<sup>-1</sup>, encontró una mayor proporción de copa (9 % de acículas, 21 % de ramas vivas y muertas, y 15 % ramillos). La madera del tronco apenas representaba el 47 % de la biomasa arbórea. Esta mayor representación de las fracciones de copa frente a la biomasa del fuste en individuos de poca edad ya ha sido puesta de manifiesto por otros autores (Pardé, 1980; O'Connell y Managé, 1982).

Todas las masas muestreadas en este trabajo son regulares o coetáneas y están próximas al final del turno. No han sido sometidas a un programa correcto de claras, presentando un rango diamétrico bastante amplio. De esta forma, aunque la mayoría de los pies son de elevados diámetros y conforman el estrato superior de árboles dominantes y codominantes, existe una minoría de pies intermedios y dominados, normalmente de diámetro inferior. Así, los árboles de mayores diámetros que se apearon para el muestreo de biomasa fueron dominantes y, fundamentalmente, codominantes. En el caso de los de menores diámetros se trataba de pies normalmente intermedios, en los que se buscaba que la copa estuviese equilibrada y no presentase excesivas ramas muertas. La Figura 20 refleja la evolución de la distribución de la biomasa en las diferentes fracciones arbóreas en función del diámetro normal. Como se puede apreciar, dicha distribución se mantiene muy constante para las diferentes clases diamétricas.



**Figura 20.** Evolución de la distribución de la biomasa en las diferentes fracciones arbóreas de *Pinus pinaster* en función del diámetro normal del árbol.

También se ha caracterizado la distribución de la biomasa arbórea de *Pinus pinaster* ssp. atlantica de forma separada para las dos variedades de esta especie en Galicia, la costera y la interior (Tabla 41). En la primera de ellas se encuadran las masas de Oia, Campañó y Burela, y en la segunda, Becerreá, A Fonsagrada y O Saviñao. Las diferencias más significativas se centran en el mayor porcentaje de madera y menor de corteza que registra el pinaster costero. En el resto de las fracciones el comportamiento de ambas variedades es muy similar.

**Tabla 41.** Porcentaje de peso seco de cada una de las fracciones arbóreas consideradas en *Pinus pinaster* para Galicia costera y Galicia interior.

	Madera (%)	Corteza (%)	Ramas gruesas (%)	Ramas finas (%)	Ramillos (%)	Acículas (%)
<i>Pinus pinaster</i> zona interior	0,64	0,15	0,09	0,05	0,01	0,06
<i>Pinus pinaster</i> zona costera	0,71	0,10	0,10	0,04	0,01	0,05

Los valores de biomasa acumulada en las plantaciones estudiadas oscilan entre 203 y 437,6 Mg ha<sup>-1</sup> (Tabla 40), correspondiendo los más altos a las masas de mayores densidades (900

pies ha<sup>-1</sup>). Porté et al. (2002) registraron valores de 113 y 144 Mg ha<sup>-1</sup> en plantaciones de 26 años y 600 pies ha<sup>-1</sup>, y 32 años y 335 pies ha<sup>-1</sup> respectivamente. En nuestro caso los restos de corta suponen algo más del 20 % de la biomasa arbórea, que se traducen en unas cantidades de 41 a 92 Mg ha<sup>-1</sup>.

Las diferencias en cuanto a producción anual de biomasa seca son significativas, variando en función de la calidad de estación y del área basimétrica. En la parcela de Becerreá, con 88 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> de área basimétrica se alcanzan los 8 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, mientras que en la plantación de Burela, con 46 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> se llega a los 3,7 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>.

#### 4.1.6. Modelización de la biomasa arbórea de *Quercus robur*

En la Tabla 42 figuran algunos estadísticos descriptivos de los datos empleados en los ajustes de las ecuaciones de biomasa de las fracciones arbóreas de *Quercus robur*.

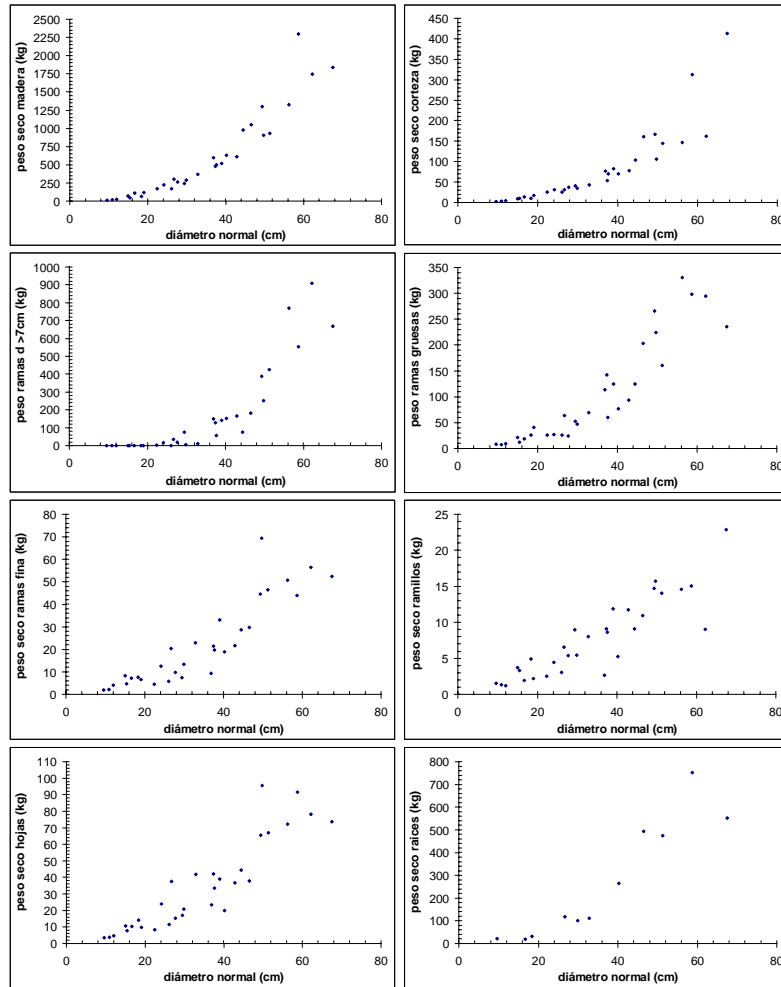
**Tabla 42.** Estadísticos descriptivos de los 31 pies de *Quercus robur* empleados en los ajustes de las ecuaciones de biomasa arbórea.

Estadístico	d (cm)	h (m)	Peso madera (kg)	Peso corteza (kg)	Peso ramas> 7cm (kg)	Peso ramas gruesas (kg)	Peso ramas finas (kg)	Peso ramillos (kg)	Peso hojas (kg)	Peso total biomas aérea (kg)	Peso raíces (kg)
Media	34,07	18,83	586,86	80,17	167,07	104,14	22,10	7,74	34,24	1002,31	267,30
Máximo	67,48	27,55	2297,55	412,56	909,41	330,97	69,42	22,91	95,44	3611,27	752,52
Mínimo	9,60	11,34	13,16	2,57	0,00	7,56	1,99	1,19	3,42	31,07	19,54
Desv. típ.*	16,09	3,93	596,73	91,99	249,05	99,22	18,76	5,38	27,28	1049,11	257,38
Cv**	47,21	20,89	101,68	114,74	149,07	95,27	84,85	69,52	79,68	104,67	96,29

\*Desviación típica; \*\* Coeficiente de variación (%); d: diámetro normal; h: altura total.

La representación gráfica de los valores de peso de las diferentes fracciones arbóreas de los 75 árboles muestreados frente al diámetro normal se recoge en la Figura 21.

La Tabla 43 muestra los valores de los estadísticos del ajuste y la validación de las funciones de biomasa de las distintas fracciones arbóreas de *Quercus robur* ajustadas individualmente. Los modelos lineales (denotados con el código L) se ajustaron mediante regresión lineal ponderada. En los dos procedimientos de ajuste, lineal y no lineal, se seleccionó la ponderación que minimizó el valor del índice de Furnival del ajuste.



**Figura 21.** Representación gráfica del peso seco de las fracciones arbóreas frente al diámetro normal de los 31 pies de *Quercus robur* empleados para la modelización de la biomasa arbórea.

**Tabla 43.** Valores de los estadísticos empleados para comparar y validar las funciones de biomasa de las distintas fracciones arbóreas de *Quercus robur* ajustadas individualmente

Fracción	Modelo	Ajuste					Validación cruzada			
		$\bar{E}$	EMC	$R^2_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	IF	$\bar{E}$	EMC	$MEF_{adj}$	$\Delta_{AIC}$
Madera	LN-I	-14,5457	34.076,9	0,904	327,5	64,63	-10,7219	40.822,0	0,883	322,4
	LN-II	-9,5730	19.774,5	0,944	310,6	51,21	-8,9978	24.248,6	0,930	306,8
	LN-III	-9,5945	22.888,0	0,936	316,0	50,33	-10,9070	32.351,0	0,907	316,4
	LN-IV	-15,2494	30.791,4	0,914	325,2	64,86	-10,9323	39.314,8	0,887	322,2
	LN-V	-13,5428	26.090,8	0,927	320,1	62,93	-15,1641	35.319,8	0,899	319,0
	LN-VI	-13,9651	26.779,2	0,925	320,9	63,31	-14,9884	36.194,4	0,896	319,7
	L-I	3,3101	18.656,2	0,948	308,8	50,20	3,6163	20.195,4	0,942	311,2
	L-II	3,3503	20.309,8	0,943	313,2	49,03	3,1465	26.248,9	0,925	311,0
	L-III	14,1944	32.689,8	0,908	327,1	67,33	17,4603	39.264,4	0,887	322,2
	L-IV	-5,9962	19.501,4	0,945	311,1	50,39	-6,1212	25.822,7	0,926	309,6
	L-V	0,8340	26.171,3	0,927	320,2	61,51	0,5540	40.847,4	0,883	323,4
	L-VI	0,1597	19.354,0	0,946	310,8	51,05	-0,3425	28.900,9	0,917	313,0
Corteza	LN-I	2,5222	1.364,87	0,839	227,7	8,97	4,3507	1.626,28	0,811	225,8
	LN-II	2,8364	1.846,90	0,782	237,1	9,04	4,0809	2.258,46	0,737	235,6
	LN-III	2,6823	1.606,94	0,810	233,7	8,57	5,2004	2.481,37	0,711	239,3
	LN-IV	2,4947	1.236,52	0,854	225,6	8,33	4,3286	1.610,94	0,813	226,4
	LN-V	2,4091	1.401,97	0,834	229,5	9,11	4,3762	1.808,05	0,790	229,8
	LN-VI	2,4144	1.402,00	0,834	229,5	9,10	4,3996	1.804,10	0,790	229,8
	L-I	-0,3557	1.776,20	0,790	235,9	8,33	0,7885	1.858,90	0,784	229,8
	L-II	6,2553	2.003,57	0,763	241,4	8,96	7,3570	2.251,31	0,738	237,3
	L-III	9,4903	2.045,81	0,758	241,2	8,45	10,6371	2.254,65	0,738	236,5
	L-IV	3,5914	1.827,77	0,794	237,4	8,64	5,6676	2.005,96	0,767	233,0
	L-V	0,6356	1.474,13	0,826	231,0	8,35	2,1839	2.081,44	0,758	234,1
	L-VI	2,1710	1.924,84	0,773	239,3	8,44	3,9089	2.808,02	0,673	243,0

Fracción	Modelo	$\bar{E}$	EMC	$R^2_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	IF	$\bar{E}$	EMC	$MEF_{adj}$	$\Delta_{AIC}$
Ramas Gruesas	LN-I	1,9486	1.555,60	0,842	231,8	20,49	-1,3438	1.457,56	0,825	222,5
	LN-II	2,1390	1.321,67	0,866	226,7	21,16	-1,4907	1.012,13	0,879	211,5
	LN-III	1,6593	1.690,28	0,828	235,3	20,83	-2,2424	1.995,49	0,761	232,8
	LN-IV	1,6627	1.150,56	0,883	223,3	20,16	-1,3126	1.134,14	0,864	215,8
	LN-V	1,8103	1.577,36	0,840	233,1	20,81	-1,4360	1.550,35	0,814	225,2
	LN-VI	1,8091	1.568,13	0,841	232,9	20,79	-1,5026	1.522,43	0,818	224,7
	L-I	-0,2568	1.393,87	0,858	228,4	20,44	-3,8355	1.207,75	0,855	216,8
	L-II	0,4720	1.510,65	0,847	232,6	20,69	-3,0767	1.465,97	0,824	224,4
	L-III	1,0545	1.622,05	0,835	234,0	20,25	-2,2165	1.620,91	0,806	226,6
	L-IV	1,6118	1.420,62	0,856	229,9	20,57	-1,8629	1.236,99	0,852	218,5
	L-V	0,2126	1.708,37	0,826	235,6	20,38	-4,2892	1.909,80	0,771	231,5
	L-VI	0,1921	1.399,77	0,858	229,4	20,79	-4,7400	1.405,06	0,832	222,3
Fracción	Modelo	$\bar{E}$	EMC	$R^2_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	IF	$\bar{E}$	EMC	$MEF_{adj}$	$\Delta_{AIC}$
Ramas Finas	LN-I	0,0467	66,62	0,811	134,1	5,49	-0,0763	76,11	0,773	133,9
	LN-II	0,0832	66,69	0,810	134,1	5,56	-0,1153	75,13	0,776	133,5
	LN-III	-0,0033	68,55	0,805	135,9	5,59	-0,0133	81,95	0,755	137,0
	LN-IV	-0,0235	62,67	0,822	133,1	5,41	-0,0724	77,00	0,770	135,2
	LN-V	0,0008	70,52	0,800	136,8	5,58	-0,0849	88,22	0,736	139,2
	LN-VI	0,0013	70,94	0,798	137,0	5,58	-0,1074	88,14	0,737	139,2
	L-I	-0,3981	82,89	0,764	140,9	5,70	-0,6103	98,67	0,705	141,7
	L-II	0,0729	72,03	0,795	138,3	5,60	-0,2690	90,84	0,729	141,0
	L-III	0,1537	69,80	0,802	136,5	5,62	-0,0368	83,31	0,751	137,5
	L-IV	-0,1014	71,68	0,796	137,3	5,59	-0,4052	90,18	0,731	139,9
	L-V	0,0418	69,99	0,801	136,5	5,59	-0,2138	85,58	0,744	138,3
	L-VI	0,0022	63,12	0,821	133,3	5,59	-0,3538	77,03	0,770	135,2
Fracción	Modelo	$\bar{E}$	EMC	$R^2_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	IF	$\bar{E}$	EMC	$MEF_{adj}$	$\Delta_{AIC}$
Ramillos	LN-I	-0,0843	6,34	0,781	61,2	2,14	-0,0846	7,66	0,729	65,0
	LN-II	-0,0934	8,02	0,723	68,5	2,28	-0,1250	9,83	0,652	72,5
	LN-III	-0,1525	5,55	0,808	58,0	1,94	-0,1311	7,12	0,748	63,7
	LN-IV	-0,1030	6,62	0,771	63,4	2,17	-0,1015	8,83	0,687	70,2
	LN-V	-0,1086	6,18	0,786	61,3	2,16	-0,0679	8,13	0,712	67,7
	LN-VI	-0,1065	6,27	0,783	61,8	2,17	-0,0773	8,31	0,706	68,3
	L-I	0,0000	11,67	0,597	80,1	2,35	-0,0432	14,93	0,471	85,0
	L-II	0,0082	5,25	0,819	57,1	1,88	0,0242	8,20	0,710	68,8
	L-III	0,0001	6,56	0,773	63,1	1,97	-0,0025	8,71	0,691	69,8
	L-IV	0,0034	4,97	0,828	54,5	1,85	0,0406	7,52	0,734	65,4
	L-V	-0,0391	4,93	0,830	54,3	1,90	-0,0803	7,49	0,735	65,2
	L-VI	0,0020	7,15	0,753	65,8	2,11	-0,0762	11,97	0,576	79,3
Modelo	$\bar{E}$	EMC	$R^2_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	IF	$\bar{E}$	EMC	$MEF_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	
Hojas	LN-I	-0,1440	136,20	0,817	156,3	7,57	-0,1920	159,53	0,778	156,1
	LN-II	-0,0603	116,50	0,843	151,4	7,47	-0,2024	133,95	0,814	150,9
	LN-III	-0,1312	122,82	0,835	154,0	7,61	-0,3147	151,09	0,790	155,4
	LN-IV	-0,2416	101,21	0,864	148,0	7,01	-0,1256	126,37	0,824	150,0
	LN-V	-0,1452	141,87	0,809	158,4	7,47	-0,4024	178,90	0,751	160,4
	LN-VI	-0,1589	141,02	0,811	158,3	7,47	-0,4144	177,27	0,753	160,2
	L-I	-0,5525	161,29	0,783	161,5	8,70	-0,7216	193,69	0,730	161,9
	L-II	-0,1504	143,97	0,807	159,8	8,36	-0,3209	191,28	0,734	163,3
	L-III	0,1467	141,52	0,810	158,4	8,17	0,0547	171,05	0,762	159,1
	L-IV	-0,5339	163,43	0,780	162,8	8,47	-0,5125	207,44	0,711	164,9
	L-V	-0,0146	153,26	0,794	160,8	8,37	0,0110	199,38	0,723	163,7
	L-VI	-0,0522	111,43	0,850	151,0	8,23	-0,2634	136,15	0,811	152,3
Modelo	$\bar{E}$	EMC	$R^2_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	IF	$\bar{E}$	EMC	$MEF_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	
Ramas >7cm	LN-I	-59,4526	43.547,4	0,298	335,1	19,29	-74,4517	47.742,4	0,268	337,8
	LN-II	-64,6186	43.114,6	0,305	334,8	19,29	-82,5971	45.321,6	0,279	333,8
	LN-III	-63,7742	40.471,1	0,348	333,7	19,67	-97,4384	41.108,2	0,335	348,9
	LN-IV	-61,7178	37.762,7	0,391	331,6	19,66	-79,4138	38.322,7	0,389	338,9
	LN-V	-62,7801	45.219,3	0,271	337,1	19,72	-82,0857	44.239,3	0,268	341,2
	LN-VI	-62,8614	45.346,5	0,269	337,2	19,73	-81,0790	47.567,5	0,255	341,2
	L-III	99,0962	45.472,9	0,267	337,3	25,48	83,6042	34.838,5	0,319	318,6
L-V	-34,8234	24.399,9	0,607	318,0	18,28	-45,3962	25.613,3	0,529	309,4	
L-VI	-39,4863	27.300,9	0,560	321,5	18,25	-50,1009	29.337,8	0,427	313,4	
Modelo	$\bar{E}$	EMC	$R^2_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	IF	$\bar{E}$	EMC	$MEF_{adj}$	$\Delta_{AIC}$	
Raíces	LN-I	-2,5109	12.333,2	0,814	107,4	57,93	-8,8742	22.933,2	0,665	104,2
	LN-II	-1,6725	5.384,1	0,919	98,3	59,15	-5,7720	8.670,7	0,873	94,4
	LN-III	-5,9794	16.614,9	0,749	111,4	61,33	-18,2752	54.315,2	0,206	113,5
	LN-IV	-6,9293	19.765,2	0,702	113,3	59,70	-8,4475	48.738,2	0,287	112,4
	LN-V	-6,9293	19.765,2	0,702	113,3	59,70	-8,4475	48.738,2	0,287	112,4
	LN-VI	-6,9293	19.765,2	0,702	113,3	59,70	-8,4475	48.738,2	0,287	112,4
	L-I	3,5484	5.914,8	0,911	99,3	45,70	-0,6001	9.041,4	0,868	94,9
	L-II	-49,9674	25.479,7	0,615	116,6	25,91	-55,7921	31.809,7	0,535	108,6
	L-III	-37,2123	29.021,3	0,562	117,5	32,49	-37,2775	39.967,9	0,416	110,4
	L-IV	1,2868	6.031,0	0,909	100,2	46,46	-12,2085	11.348,8	0,834	97,8
	L-V	-8,0496	22.701,0	0,657	114,8	49,89	-35,7111	54.606,0	0,202	113,5
	L-VI	2,0810	9.926,9	0,850	105,7	47,77	-15,2851	24.045,5	0,648	105,3

Los estadísticos empleados en la tabla anterior fueron el sesgo ( $\bar{E}$ ), el error medio cuadrático (EMC), el coeficiente de determinación ajustado ( $R^2_{Adj}$ ), el criterio de información de Akaike

relativo ( $\Delta_{AIC}$ ) y el índice de Furnival ( $IF$ ). En la validación cruzada el coeficiente de determinación ajustado ha sido sustituido por la eficacia del modelo ajustada ( $MEF_{Adj}$ ).

De la observación de los estadísticos de comparación se desprende que para el caso de la biomasa de madera el modelo L-II muestra la mejor capacidad de ajuste, aunque dos de los parámetros del ajuste no son significativos ( $p < 0,05$ ). En el caso de la biomasa de corteza los modelos LN-IV y L-I presentaron un parámetro no significativo ( $p < 0,05$ ), por lo que fueron descartados. Por la misma razón fue descartado el modelo LN-IV en la ecuación de biomasa de ramas gruesas, en la de ramas finas y en la de hojas. En el caso de la biomasa de ramillos se descartaron los modelos L-II y L-IV ya que el estudio de la multicolinealidad del modelo indicó que al menos una variable estaba fuertemente correlacionada con el resto. Finalmente, para la biomasa de raíces se descartaron los modelos L-I y L-IV al presentar algún parámetro no significativo y problemas de colinealidad.

Los modelos ajustados seleccionados en esta primera fase para cada una de las fracciones arbóreas se recogen a continuación:

$$\text{Madera} \quad \text{L-I} \quad W = -7,22736 + 0,01951 \cdot d^2 h \quad [181]$$

$$\text{Corteza} \quad \text{L-IV} \quad W = -1,0330 + 0,02332 \cdot d^2 + 0,00144 \cdot d^2 \cdot h \quad [182]$$

$$\text{Ramas } d > 7 \text{ cm} \quad \text{LN-II} \quad \ln W = -17,21233 + 2,09769 \cdot \ln d^2 h \quad [183]$$

$$\text{Ramas gruesas} \quad \text{L-I} \quad W = 4,61580 + 0,00329 \cdot d^2 h \quad [184]$$

$$\text{Ramas finas} \quad \text{LN-I} \quad \ln W = -3,11986 + 1,70647 \cdot \ln d \quad [185]$$

$$\text{Ramillos} \quad \text{L-I} \quad W = 1,3653 + 0,000305 \cdot d^2 h \quad [186]$$

$$\text{Hojas} \quad \text{LN-II} \quad \ln W = -3,6853 + 0,70442 \cdot \ln d^2 h \quad [187]$$

$$\text{Raíces} \quad \text{LN-II} \quad \ln W = -3,96202 + 0,90876 \cdot \ln d^2 h \quad [188]$$

En el caso de los modelos [183], [185], [187] y [188] se deshizo la transformación logarítmica para ajustar de nuevo los modelos no lineales resultantes mediante regresión no lineal ponderada, tomando como inicializadores los valores de los parámetros del ajuste lineal.

En las Tablas 44 y 45 se presentan los resultados del análisis de la varianza y de las estimaciones de los parámetros para el modelo de biomasa de ramas finas no lineal (N-I) derivado del modelo logarítmico LN-I.

**Tabla 44.** Análisis de la varianza del modelo de biomasa de ramas finas no lineal ponderado (N-I) derivado del modelo logarítmico LN-I.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	F	Prob>F	R <sup>2</sup> <sub>Adj</sub>
Modelo	2	0,1007	0,0503	122,48	<,0001	0,818
Error	29	0,0119	0,000411			
Total corregida	30	0,0650				

**Tabla 45.** Estimación de los parámetros del modelo de biomasa de ramas finas no lineal ponderado (N-I) derivado del modelo logarítmico LN-I.

Parámetro	Grados de libertad	Estimación	Error estándar asintótico	Intervalos de confianza asintóticos al 95 %	
				Inferior	Superior
$\beta_0$	1	0,0474	0,0202	0,00612	0,0887
$\beta_1$	1	1,7037	0,1227	1,4528	1,9546

En las Tablas 46 y 47 se presentan los resultados del análisis de la varianza y de las estimaciones de los parámetros para el modelo de biomasa de hojas no lineal (N-II) derivado del modelo logarítmico LN-II.

**Tabla 46.** Análisis de la varianza del modelo de biomasa de hojas no lineal ponderado (N-II) derivado del modelo logarítmico LN-II.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	F	Prob>F	R <sup>2</sup> <sub>Adj</sub>
Modelo	2	0,00890	0,00445	151,97	<,0001	0,844
Error	29	0,000849	0,000029			
Total corregida	30	0,00541				

**Tabla 47.** Estimación de los parámetros del modelo de biomasa de hojas no lineal ponderado (N-II) derivado del modelo logarítmico LN-II.

Parámetro	Grados de libertad	Estimación	Error estándar asintótico	Intervalos de confianza asintóticos al 95 %	
				Inferior	Superior
$\beta_0$	1	0,0265	0,0114	0,00328	0,0497
$\beta_1$	1	0,7036	0,0444	0,6129	0,7944

En las Tablas 48 y 49 se presentan los resultados del análisis de la varianza y de las estimaciones de los parámetros para el modelo de biomasa no lineal de ramas con diámetro mayor de 7 cm (N-II) derivado del modelo logarítmico LN-II.

**Tabla 48.** Análisis de la varianza del modelo de biomasa de ramas con  $d > 7$ cm no lineal ponderado (N-II) derivado del modelo logarítmico LN-II.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	F	Prob>F	R <sup>2</sup> <sub>Adj</sub>
Modelo	2	1,96E-12	9,8E-13	26,77	<,0001	0,651
Error	29	1,06E-12	3,66E-14			
Total corregida	30	3,02E-12				

**Tabla 49.** Estimación de los parámetros del modelo de biomasa de ramas con  $d > 7$ cm no lineal ponderado (N-II) derivado del modelo logarítmico LN-II.

Parámetro	Grados de libertad	Estimación	Error estándar asintótico	Intervalos de confianza asintóticos al 95 %	
				Inferior	Superior
$\beta_0$	1	8,763E-9	1,381E-8	-1,95E-8	3,701E-8
$\beta_1$	1	2,2305	0,1494	1,9250	2,5361

En las Tablas 50 y 51 se presentan los resultados del análisis de la varianza y de las estimaciones de los parámetros para el modelo de biomasa de raíces no lineal (N-II) derivado del modelo logarítmico LN-II.

**Tabla 50.** Análisis de la varianza del modelo de biomasa de raíces no lineal ponderado (N-II) derivado del modelo logarítmico LN-II.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	F	Prob>F	R <sup>2</sup> <sub>Adj</sub>
Modelo	2	7,6895	3,8447	78,23	<,0001	0,931
Error	9	0,4423	0,0491			
Total corregida	10	6,3558				

**Tabla 51.** Estimación de los parámetros del modelo de biomasa de raíces no lineal ponderado (N-II) derivado del modelo logarítmico LN-II.

Parámetro	Grados de libertad	Estimación	Error estándar asintótico	Intervalos de confianza asintóticos al 95 %	
				Inferior	Superior
$\beta_0$	1	0,0116	0,0121	-0,0158	0,0390
$\beta_1$	1	0,9625	0,0967	0,7438	1,1813

Los modelos seleccionados en esta primera fase de ajuste individual para cada una de las fracciones arbóreas se recogen en la Tabla 52, junto con el factor de ponderación seleccionado en cada caso.

**Tabla 52.** Expresión de los modelos de biomasa ajustados mediante regresión lineal ponderada y regresión no lineal ponderada.

Fracción		Modelo	Ponderación
Madera	L-I	$W = -7,22736 + 0,01951 \cdot d^2 h$	$1/(d^2 \cdot h)^{2,1}$
Corteza	L-IV	$W = -1,0330 + 0,02332 \cdot d^2 + 0,00144 \cdot d^2 \cdot h$	$1/(d^2 \cdot h)^{2,7}$
Ramas $d > 7$ cm	N-II	$W = 8,763 \cdot 10^{-9} \cdot (d^2 \cdot h)^{2,2305}$	$1/(d^2 \cdot h)^{3,8}$
Ramas gruesas	L-I	$W = 4,61580 + 0,00329 \cdot d^2 h$	$1/(d^2 \cdot h)^{1,7}$
Ramas finas	N-I	$W = 0,0474 \cdot d^{1,7037}$	$1/d^{3,3}$
Ramillos	L-I	$W = 1,3653 + 0,000305 \cdot d^2 h$	$1/(d^2 \cdot h)^{0,9}$
Hojas	N-II	$W = 0,0265 \cdot (d^2 \cdot h)^{0,7036}$	$1/(d^2 \cdot h)^{1,5}$
Raíces	N-II	$W = 0,0116 \cdot (d^2 \cdot h)^{0,9625}$	$1/(d^2 \cdot h)^{1,1}$

En una segunda fase se realizó el ajuste simultáneo de las ecuaciones de biomasa seleccionadas de forma individual previamente. Se descartó para este ajuste simultáneo la ecuación de biomasa de raíces, considerando únicamente las fracciones aéreas del árbol (madera, corteza, ramas con diámetro  $> 7$  cm, ramas gruesas, ramas finas, ramillos y hojas). Este sistema de siete ecuaciones más la de biomasa total, aparentemente no relacionadas se resolvió mediante regresión SUR ponderada, empleando en cada caso las ponderaciones recogidas en la Tabla 52 para las ecuaciones de cada fracción y la obtenida por la metodología de Harvey (1976) para la ecuación de biomasa total.

En la Tabla 53 se incluyen los valores de los parámetros de las ecuaciones de biomasa ajustadas simultáneamente para *Quercus robur*. En la Tabla 54 se recogen los estadísticos de comparación para los modelos de biomasa ajustados de forma simultánea.

**Tabla 53.** Estimación de los parámetros del ajuste simultáneo ponderado de las ecuaciones de biomasa de las fracciones arbóreas de *Quercus robur*.

	Parámetro	Estimación	Error estándar asintótico	T Valor	Prob>F
Madera	$\beta_0$	-5,71398	2,4431	-2,34	0,0262
	$\beta_1$	0,01823	0,000897	20,32	<,0001
Corteza	$\beta_0$	-1,49964	0,3164	-4,74	<,0001
	$\beta_1$	0,03154	0,0115	2,74	0,0104
	$\beta_2$	0,00111	0,000729	1,52	0,1397
Ramas d > 7 cm	$\beta_0$	3,427 $10^{-9}$	4,38 $10^{-9}$	0,78	0,4404
	$\beta_1$	2,30994	0,1188	19,44	<,0001
Ramas gruesas (2 < d < 7 cm)	$\beta_0$	4,26849	0,6775	6,30	<,0001
	$\beta_1$	0,00341	0,000449	7,59	<,0001
Ramas finas (0,5 < d < 2 cm)	$\beta_0$	0,03851	0,0169	2,27	0,0304
	$\beta_1$	1,78423	0,1666	10,71	<,0001
Ramillos (d < 0,5 cm)	$\beta_0$	1,37906	0,5642	2,44	0,0206
	$\beta_1$	0,00024	0,000113	2,11	0,0430
Hojas	$\beta_0$	0,01985	0,00970	2,05	0,0496
	$\beta_1$	0,73745	0,0639	11,53	<,0001

**Tabla 54.** Valores de suma de cuadrados del error (SSE), error medio cuadrático (MSE) y coeficiente de determinación ( $R^2$ ) del ajuste simultáneo ponderado de las ecuaciones de biomasa de las fracciones arbóreas de *Quercus robur*.

Fracción	SSE	MSE	$R^2$
Madera	651391,1	21713,0	0,939
Corteza	49635,7	1682,6	0,801
Ramas d > 7 cm	790797	26359,9	0,575
Ramas gruesas	42017,7	1400,6	0,858
Ramas finas	2123,6	70,78	0,799
Ramillos	514,6	17,15	0,617
Ramas	1115968,2	37198,9	0,716
Hojas	3760,9	125,4	0,832
Copa	1166922,1	38897,4	0,739
Total	1466319,0	49705,7	0,955

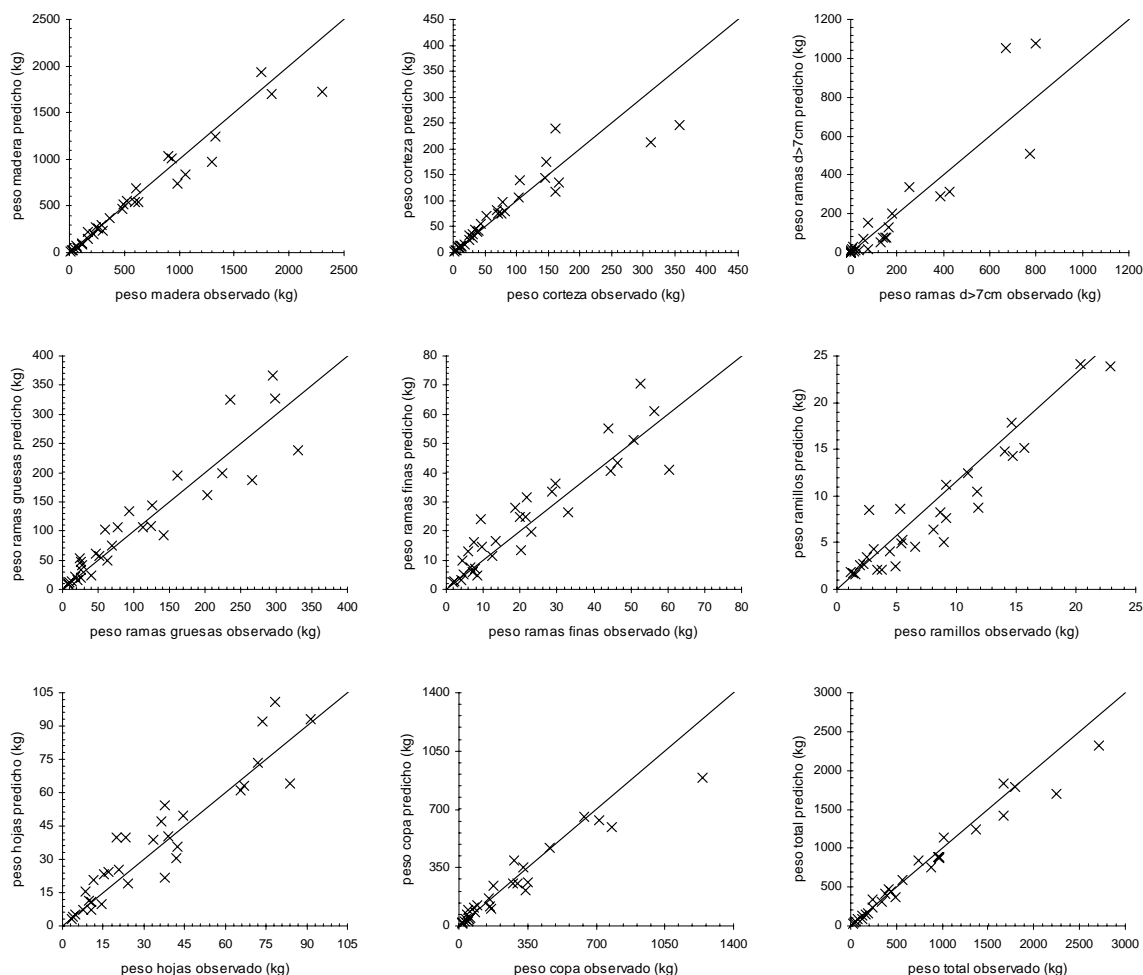
Las expresiones de los modelos de biomasa finalmente ajustados de forma simultánea para las diferentes fracciones arbóreas de *Quercus robur* se detallan a continuación:

Fracción	Modelo
Madera	$W = -5,71398 + 0,01823 \cdot d^2 h$
Corteza	$W = -1,49964 + 0,03154 \cdot d^2 + 0,00111 \cdot d^2 \cdot h$
Ramas d > 7cm	$W = 3,427 \cdot 10^{-9} \cdot (d^2 \cdot h)^{2,30994}$
Ramas gruesas	$W = 4,26849 + 0,00341 \cdot d^2 h$
Ramas finas	$W = 0,03851 \cdot d^{1,78423}$
Ramillos	$W = 1,37906 + 0,00024 \cdot d^2 h$

$$W = 0,01985 \cdot (d^2 \cdot h)^{0,73745}$$

En todos los modelos  $W$  representa el peso seco del componente arbóreo correspondiente (kg),  $d$  el diámetro normal (cm) y  $h$  la altura total (m). La ecuación de biomasa aérea total se obtiene como suma de las ecuaciones de todas las fracciones de biomasa aérea.

En la Figura 22 se recogen los gráficos que representan los valores predichos por los modelos de biomasa ajustados frente a los valores de biomasa reales.



**Figura 22.** Gráficos de valores predichos frente a reales del ajuste de los modelos de biomasa de las fracciones arbóreas de *Quercus robur* ajustadas simultáneamente.

#### 4.1.7. Distribución y acumulación de la biomasa arbórea en las masas de *Quercus robur*

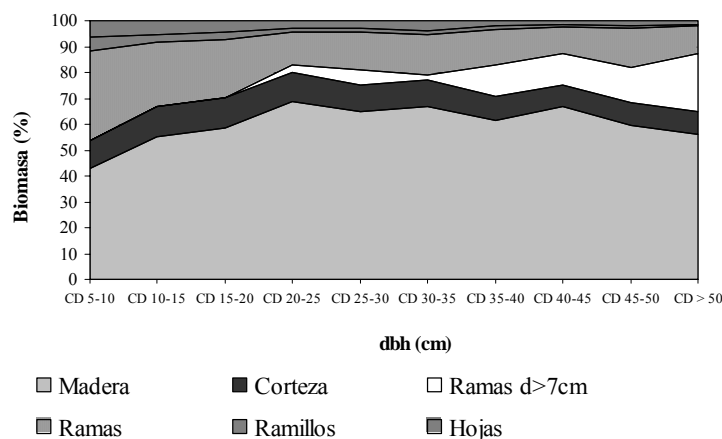
En relación a la distribución de la biomasa en las diferentes partes del árbol, las raíces gruesas acumulan el 20 % de la biomasa total. Con respecto a los componentes aéreos, la proporción de biomasa acumulada en cada uno de ellos con respecto a la biomasa total aérea fue de 60,1 %, 9,9 %, 27,2 % y 2,8 % para madera, corteza, ramas y hojas respectivamente (Tabla 55).

**Tabla 55.** Valores de biomasa acumulada en las masas de *Quercus robur* estudiadas. Entre paréntesis se incluye el porcentaje de peso seco de cada una de las fracciones arbóreas consideradas con respecto a la biomasa aérea total.

Localidad	Madera (t ha <sup>-1</sup> )	Corteza (t ha <sup>-1</sup> )	Ramas > 7cm (t ha <sup>-1</sup> )	Ramas gruesas (t ha <sup>-1</sup> )	Ramas finas (t ha <sup>-1</sup> )	Ramillos (t ha <sup>-1</sup> )	Acículas (t ha <sup>-1</sup> )	Raíces (t ha <sup>-1</sup> )
1	239,8 65,9 %	34,0 9,8 %	51,6 6,7 %	45,3 10,4 %	10,4 3,3 %	4,9 1,2 %	16,4 2,7 %	102,3
2	129,7 62,5 %	17,5 10,0 %	18,7 10,7 %	25,6 10,6 %	6,1 2,6 %	2,2 1,3 %	9,6 2,2 %	60,1
3	143,5 56,0 %	19,7 10,6 %	32,4 4,6 %	28,3 17,1 %	6,8 4,7 %	2,8 2,8 %	10,7 4,2 %	60,2
4	85,5 56,0 %	14,2 9,2 %	5,1 16,2 %	19,6 12,4 %	5,2 2,9 %	3,2 1,0 %	8,3 2,2 %	42,0
Media	149,6 60,1 %	21,4 9,9 %	26,9 9,6 %	29,7 12,6 %	7,1 3,4 %	3,3 1,6 %	11,2 2,8 %	66,1
Desv. est.	50,2 4,9 %	7,4 0,6 %	13,9 5,1 %	8,9 3,1 %	1,9 0,9 %	1,1 0,8 %	3,0 1,0 %	25,6

De esta forma, el roble acumula alrededor del 40 % de su biomasa aérea en componentes no maderables. Estos resultados están en consonancia con los aportados por otros autores para diferentes especies de *Quercus*. Así, Gracia et al. (2002) estudiaron la biomasa arbórea de varias especies de *Quercus* en Cataluña, y registraron porcentajes de 60 %, 9 %, 25 % y 6 % para madera, corteza, ramas y hojas respectivamente en *Quercus ilex*; 72 %, 12 %, 14 % y 2 % para los mismos componentes de *Quercus petraea*; 55 %, 15 %, 24 %, y 6 % para *Quercus faginea*, y 65 %, 16 %, 16 % y 3,2 % para *Quercus humilis*. En el caso de *Quercus ilex* observaron que las raíces llegaban a acumular hasta el 50 % del total de la biomasa arbórea, valores claramente superiores a los registrados en nuestro estudio para *Quercus robur*, aunque hay que tener en cuenta que en este estudio no se han muestreado las raíces de menos de 2 cm de grosor. André y Ponette (2003) en un trabajo de biomasa y contenido nutricional de *Quercus petraea* en Bélgica registraron porcentajes con respecto a la biomasa aérea de 73, 8 y 19 % para madera, corteza y ramas (< 7 cm) respectivamente. Martin et al. (1998), en un estudio de cuatro especies de *Quercus* en USA (*Quercus alba* L., *Quercus coccinea* Muenchh., *Quercus prinus* L. y *Quercus rubra* L.), observaron que estos valores variaban para todas ellas entre 64 y 70 % para la madera del tronco, de 9 a 14 % para el caso de la corteza, de 14 a 17 % para las ramas y suponían un 2 % para las hojas, todos ellos con respecto a la biomasa total aérea. Clark y Schroeder (1986) estudiaron las mismas especies de *Quercus* que en el caso anterior y registraron cantidades de biomasa del orden de un 10-30 % superiores a las observadas previamente por Martin et al. (1998). Son et al. (2004), en bosques de *Quercus variabilis* y *Quercus mongolica*, registraron el siguiente patrón de distribución de biomasa en las fracciones arbóreas: madera del tronco > ramas vivas > corteza del tronco > raíces > hojas > ramas muertas > ramillos. El porcentaje de raíces ascendía al 11 % del total de biomasa arbórea.

En la Figura 23 se observa la distribución de la biomasa en las diferentes fracciones arbóreas de *Quercus robur* en función del diámetro normal del árbol. Esta distribución es bastante uniforme, aunque hay que precisar que es en las clases diamétricas intermedias donde los porcentajes de madera y corteza son mayores. En las clases diamétricas extremas el porcentaje de ramas aumenta, siendo ramas finas en el caso de los diámetros menores y ramas más gruesas en los árboles de mayor tamaño.

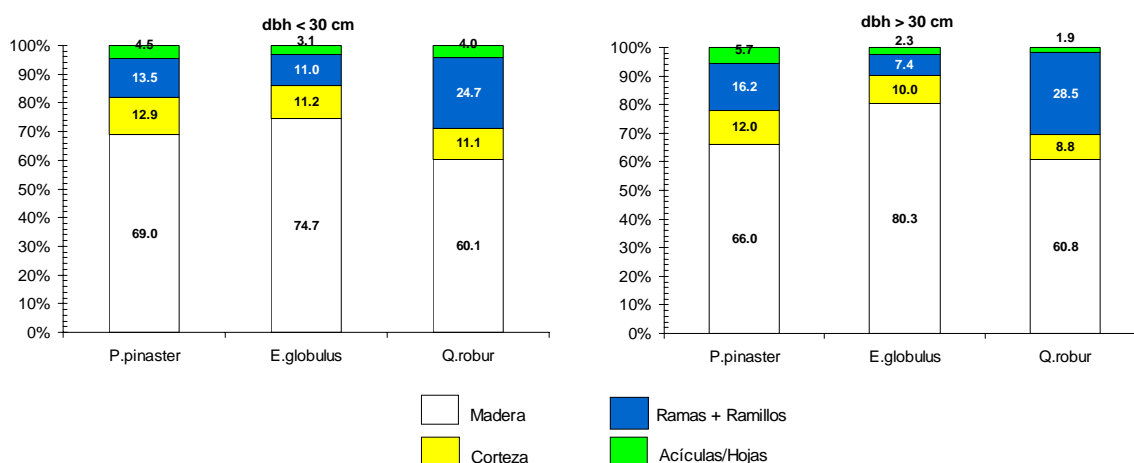


**Figura 23.** Evolución de la distribución de la biomasa en las diferentes fracciones arbóreas de *Quercus robur* en función del diámetro normal del árbol.

Los valores de biomasa aérea por unidad de superficie en las masas estudiadas variaron entre 141 y 402 Mg ha<sup>-1</sup> (Tabla 55), que corresponden a las masas de menor y mayor área basimétrica respectivamente (28 y 56 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>). Las fracciones arbóreas que constituyen la copa acumulan el 30 % de la biomasa total arbórea, lo que supone entre 41 y 128 Mg ha<sup>-1</sup>. La importancia del sistema radical en la dinámica nutricional de estas masas resulta evidente, ya que acumula una importante cantidad de biomasa, con un valor promedio de 66 Mg ha<sup>-1</sup>.

#### 4.1.8. Comparación de la distribución de la biomasa arbórea de *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus* y *Quercus robur*

En la Figura 24 se refleja la evolución de la distribución de la biomasa arbórea de las tres especies estudiadas, analizando de forma separada los pies de diámetro normal menor de 30 cm y los de diámetro normal mayor de 30 cm.



**Figura 24.** Distribución promedio de la biomasa arbórea en *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus* y *Quercus robur* para individuos con diámetro normal menor de 30 cm (dbh < 30 cm) y superior a 30 cm (dbh > 30 cm) respectivamente.

La especie que mostró una distribución de la biomasa más uniforme para todas las clases dimensionales fue *Pinus pinaster*. En este caso, en los pies de mayor diámetro aumentó ligeramente el porcentaje de ramas con respecto a los árboles de menores dimensiones. En eucalipto y roble la diferenciación de la distribución de la biomasa en función de la dimensión del árbol fue más marcada. *Eucalyptus globulus* fue la única de las tres especies que mostró un incremento del porcentaje de madera al aumentar el diámetro de los pies, al mismo tiempo que disminuían los porcentajes de corteza y de las fracciones de copa. En roble se observó que, si bien el porcentaje de madera fue muy constante, en los pies más desarrollados aumentaba el porcentaje de ramas al mismo tiempo que disminuía significativamente el de hojas y corteza.

Al comparar la distribución de la biomasa arbórea en roble con la de las otras dos especies eminentemente más comerciales, observamos que la principal diferencia radica en el mayor porcentaje de ramas, que en roble alcanza el 26 % mientras que en *Eucalyptus globulus* es del 8 % y en *Pinus pinaster* del 14 %. Otro aspecto a destacar es la mayor cantidad de hojas, del orden del doble de las cantidades acumuladas en eucalipto y pino. Esta circunstancia, además del carácter caducifolio de *Quercus robur*, contribuye a que la acumulación de biomasa en el horizonte orgánico de roble sea del orden de un 25 % superior a la que se ha observado en las masas de las otras dos especies más comerciales.

## 4.2. CARACTERIZACIÓN NUTRICIONAL DE LOS SISTEMAS FORESTALES

### 4.2.1. Caracterización nutricional de los sistemas de *Eucalyptus globulus*

#### 4.2.1.1. Concentración de nutrientes en las fracciones arbóreas

Las concentraciones de los macronutrientes de las diferentes fracciones arbóreas de *Eucalyptus globulus* se recogen en la Tabla 56.

**Tabla 56.** Composición química de las fracciones arbóreas en las masas de *Eucalyptus globulus* estudiadas.

Fracción	C	S	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	B
	mg g <sup>-1</sup>												
Madera	451,8	0,16	1,63	0,09	0,70	0,60	0,18	0,023	0,044	0,021	0,001	0,000	0,001
	3,4	0,18	1,00	0,08	0,16	0,22	0,03	0,009	0,034	0,025	0,000	0,000	0,001
Corteza	425,0	0,17	4,46	0,20	2,45	6,63	2,44	0,019	0,449	0,058	0,001	0,001	0,005
	31,2	0,14	4,03	0,08	0,65	3,45	0,47	0,008	0,481	0,115	0,001	0,001	0,001
Rama gruesa	454,7	0,25	3,49	0,18	1,74	2,21	0,78	0,177	0,411	0,018	0,002	0,001	0,003
	8,7	0,17	0,90	0,11	0,64	1,01	0,38	0,354	0,205	0,020	0,002	0,001	0,002
Rama fina	450,9	0,12	3,90	0,20	2,20	3,29	0,92	0,028	0,545	0,015	0,005	0,001	0,005
	6,6	0,12	0,35	0,08	0,21	1,92	0,33	0,019	0,386	0,017	0,002	0,001	0,002
Ramillo	463,7	0,27	6,06	0,35	3,87	8,16	1,49	0,045	0,445	0,064	0,006	0,001	0,011
	7,7	0,27	1,77	0,10	0,54	4,03	0,77	0,017	0,336	0,123	0,002	0,001	0,001
Hoja	520,4	0,78	14,82	0,55	3,77	6,34	1,84	0,097	0,653	0,060	0,005	0,002	0,013
	10,1	0,24	1,77	0,11	0,49	3,24	0,50	0,055	0,529	0,113	0,002	0,002	0,003

Las concentraciones de N, P y K disminuyeron según el siguiente orden: hojas ≥ ramillos > corteza > ramas finas > ramas gruesas > madera. En el caso del Ca y Mg la secuencia de forma general fue: corteza > hojas ≈ ramillos > ramas finas > ramas gruesas > madera. Destacaron las

elevadas concentraciones de Ca y Mg observadas en todas las fracciones, especialmente en la corteza. La corteza registró la mayor concentración de Mg y, junto con los ramillos, de Ca. En el caso de Ca y Mg también fue reseñable la elevada acumulación de estos dos elementos en las hojas y en la corteza, en consonancia con otros estudios realizados con este género donde las mayores concentraciones de Mg se encontraron en esta fracción (Baker y Attiwill, 1985; González Esparcia et al., 1985; Birk y Turner, 1992; Hopmans et al., 1993; Brañas et al., 2000). Los niveles más altos de N, P y K se registraron en las hojas y también en los ramillos, donde además destacaron los altos valores que alcanzó el Ca. En otros trabajos que caracterizaron nutricionalmente las masas de *Eucalyptus globulus* ya se observaron patrones similares de distribución de nutrientes en los diferentes componentes arbóreos (Baker y Attiwill, 1985; González Esparcia et al., 1985; Cortez y Madeira, 1998), de igual modo que para otras especies del género *Eucalyptus* (Hingston et al., 1979).

Las concentraciones foliares de N, Fe y Mn estuvieron dentro del rango previamente registrado para plantaciones de eucalipto (Judd et al., 1996). Sin embargo, algunas presentaron deficientes concentraciones de P (2 masas), K (3), Ca (3), Mg (4), B (5), Zn (3) y Cu (1). Turner y Lambert (1983) también observaron elevadas concentraciones de Ca en la corteza de *Eucalyptus grandis*, con valores de hasta 19 mg g<sup>-1</sup>, y también en las hojas (hasta 5 mg g<sup>-1</sup>) (Tabla 56). En el caso de *Eucalyptus diversicolor*, Hingston et al. (1979) midieron concentraciones de hasta 21 mg g<sup>-1</sup> en corteza y 9 mg g<sup>-1</sup> en hojas.

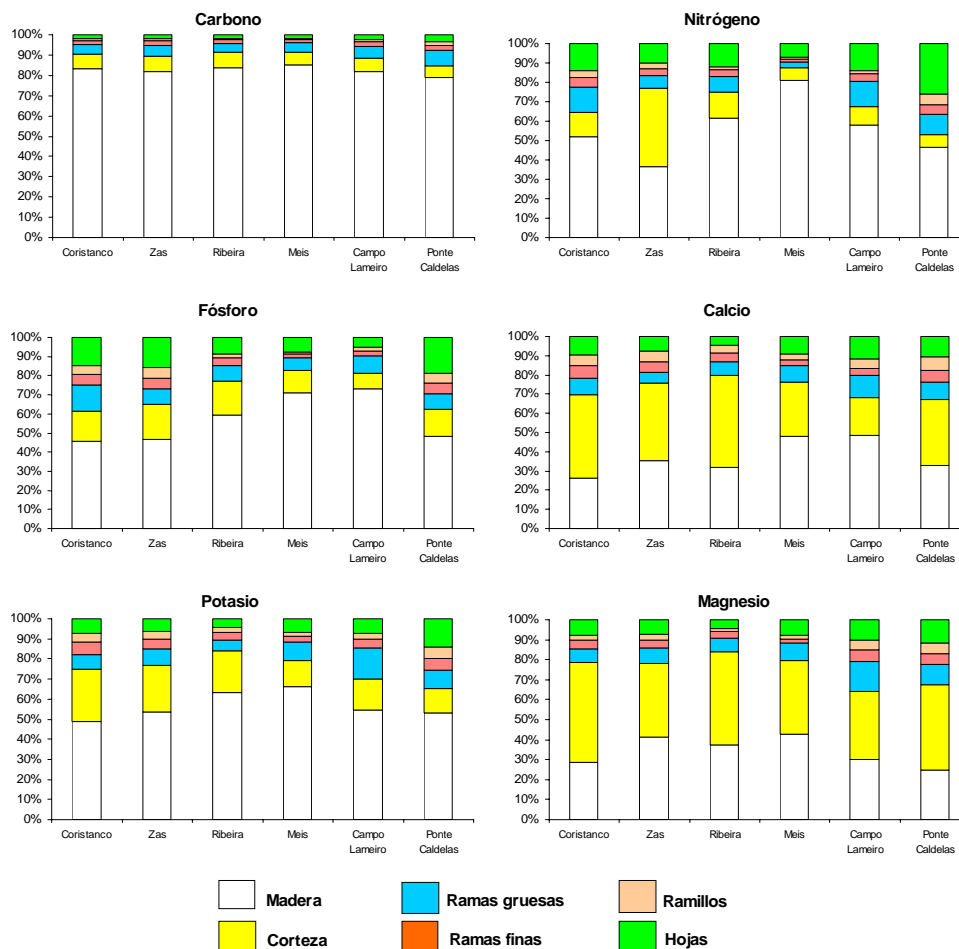
#### **4.2.1.2. Contenido y distribución de nutrientes en los componentes arbóreos**

Una vez conocidas las concentraciones de nutrientes en las fracciones arbóreas y la biomasa acumulada en ellas se determinaron las cantidades de nutrientes presentes en los componentes arbóreos. En la Figura 25 se recoge la distribución porcentual de cada uno de los elementos analizados en las diferentes fracciones arbóreas de *Eucalyptus globulus*.

La madera, que supuso el 82 % de la biomasa arbórea seca, acumuló la mayor parte del C (82 % del total del C presente en la fracción arbórea) y algo más de la mitad de N (56 %), P (57 %) y K (56,6). En el caso de la corteza destacan las elevadas cantidades de Ca (36 %) y Mg (41 %) que fue capaz de acumular, junto con valores también destacables de N (15 %), P (14 %) y K (18 %), valores realmente importantes si se considera que esta fracción apenas supuso el 7 % del peso arbóreo seco. La fracción foliar, que representó el 2 % de la biomasa arbórea, acumuló el 14 % del total de N acumulado en el árbol, el 12 % del P, el 9 % de Ca, el 8 % de K y el 8 % de Mg. Los restos de corta, integrados por ramas gruesas, ramas finas, ramillos y hojas, que de forma conjunta supusieron el 11 % del peso arbóreo seco, acumularon el 11 % del C arbóreo, el 30 % del N, el 29 % del P, el 28 % del Ca, el 25 % de K y el 25 % del Mg.

Estos resultados están en consonancia con los presentados en otros trabajos realizados para diferentes especies de este género (Hopmans et al., 1993; Spangenberg et al., 1996; Cortez y Madeira, 1998; Brañas et al., 2000), donde se incidió en el papel de reservóreo de nutrientes de fracciones como la corteza y las hojas, especialmente para el caso del Ca y Mg, y en menor medida N, P y K.

El aprovechamiento de la madera implica la extracción del 37-57 % de los nutrientes más limitantes (N, P, K, Ca y Mg) contenidos en la biomasa arbórea. Si el aprovechamiento incluye la retirada de corteza, se produciría la retirada del 71-75 % de esos mismos elementos, afectando este incremento fundamentalmente al Ca y al Mg. Si además de la madera y corteza se aprovecharan las ramas, la extracción de nutrientes ascendería al 90 % de los almacenados en el árbol.



**Figura 25.** Distribución de las cantidades de nutrientes presentes en cada una de las fracciones arbóreas con respecto al total almacenado en la biomasa arbórea en las seis masas de *Eucalyptus globulus*.

En este sentido, las fracciones de copa presentan mayor coste de elementos nutritivos que la madera del fuste, debido a la participación de tejidos más ricos en elementos como las acículas y los ramillos. También destacan los elevados valores de este índice para el Mg y el Ca en la corteza.

De modo análogo a lo observado en otras experiencias, en el presente trabajó se registró un aumento de la proporción de madera a medida que se incrementaba el diámetro normal del árbol. De esta forma, se produce un cambio de las proporciones de los distintos tejidos del árbol incidiendo en el coste de elementos nutritivos. Dado que los pies de mayor biomasa presentan mayor proporción de madera, la tendencia es a disminuir el coste de elementos nutritivos a medida que el árbol crece, aspecto ya comentado por otros autores para esta misma especie (Schlatter y Gerding, 1998). En el caso de la copa esta tendencia no es tan evidente, pues se ve modificada fuertemente por otros factores como la calidad de estación (Schlatter y Gerding, 1998), que influye principalmente a través del régimen de elementos nutritivos del suelo, modificando la eficiencia nutricional. En general, suelos más ricos en elementos nutritivos inducen a una menor eficiencia en la copa (Fisher y Binkley, 2000).

### 4.2.1.3. Propiedades de los suelos

En la Tabla 57 se recogen los valores medios de las principales propiedades físicas y químicas de los suelos estudiados en las plantaciones seleccionadas de *Eucalyptus globulus*. Los suelos presentaron una profundidad de 50-65 cm, salvo en las parcelas de Coristanco y Ponte Caldelas donde se encontraron valores ciertamente limitantes de 35-40 cm.

**Tabla 57.** Valor medio y desviación típica de algunas características físicas y químicas de los suelos de las seis masas de *Eucalyptus globulus* estudiadas.

Horizonte <sup>1</sup>	Espesor (cm)	T.F. < 2 mm (%)	pH <sub>KCl</sub>	D.A. (g cm <sup>-3</sup> )	C* S* N*		
					----- (%) -----		
Hor. 1	14,2	66,8	3,98	0,88	11,6	0,021	0,87
	3,8	12,2	0,40	0,12	4,1	0,011	0,32
Hor. 2	25,0	63,3	4,22	0,93	10,9	0,032	0,83
	4,5	15,0	0,22	0,11	3,7	0,030	0,29
Hor. 3	23,3	51,3	4,27	1,00	2,3	0,024	0,18
	5,8	26,9	0,07	0,32	1,2	0,021	0,08

\*, concentraciones totales; <sup>1</sup> Hor. 1=A ó A<sub>1</sub>; Hor. 2 = A<sub>2</sub>, AB ó BA; Hor. 3 = BA ó B.

En lo que respecta a las características físicas, la pedregosidad no supuso un aspecto limitante ya que, si bien en alguna parcela se llegó a porcentajes del 70-75 % de elementos gruesos para los horizontes B o BA, lo normal fue que rondasen el 35-50 %, siendo los valores más altos los que corresponden a los horizontes más profundos. Los valores de densidad aparente fueron relativamente bajos, encontrándose como valores medios 0,88 y 1,00 gr cm<sup>-3</sup> para el horizonte mineral superficial y para los subsuperficiales respectivamente, correspondiendo los valores más altos a los suelos de textura arenosa desarrollados sobre granitos.

Los niveles de pH se situaron entre 4,5 y 5,5, y fueron indicativos de un grado de acidez bastante marcado en todos los suelos. Este aspecto reflejó una baja reserva de generados de bases, K, Ca y Mg, así como concentraciones elevadas de Al en el suelo que limitan el desarrollo de las raíces (Tabla 58).

**Tabla 58.** Valores de concentración de elementos en los suelos de las seis masas de *Eucalyptus globulus* estudiadas. En todos los casos se trata de concentraciones extraíbles.

Horizonte <sup>1</sup>	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	B
	----- mg kg <sup>-1</sup> -----									
Hor. 1	10,62	59,83	61,51	30,62	432,7	17,23	1,11	1,96	2,01	1,36
	9,41	26,10	27,43	26,60	68,3	28,36	0,33	3,00	3,22	0,67
Hor. 2	19,82	32,30	57,70	26,65	210,0	10,27	0,51	1,82	1,21	1,20
	18,81	7,43	42,74	33,12	72,4	16,38	0,27	2,58	1,46	0,65
Hor. 3	30,44	18,44	6,32	6,17	253,8	8,86	0,26	0,15	0,41	0,23
	43,81	12,33	4,10	5,60	177,4	14,26	0,25	0,09	0,26	0,17

<sup>1</sup> Hor. 1=A ó A<sub>1</sub>; Hor. 2 = A<sub>2</sub>, AB ó BA; Hor. 3 = BA ó B.

El contenido de carbono en el horizonte superficial (Tabla 59) fue bastante elevado en todas las parcelas, con valores siempre superiores al 6 % y máximos del 17 %. Las relaciones C/N en los horizontes superficiales fueron muy constantes y de valores bajos, entre 13 y 15, lo que indica que los procesos de descomposición y mineralización son adecuados.

En dos de las seis masas se detectaron valores de P extraíble por debajo de 3,5 mg kg<sup>-1</sup>, en contraste con los 26 mg kg<sup>-1</sup> de la parcela de Ponte Caldelas, lo que denota un comportamiento

heterogéneo para este elemento. Esta baja disponibilidad del P está muy relacionada con la marcada acidez de los suelos, que plantea problemas de solubilidad de este elemento.

Con respecto a los cationes básicos de cambio el orden decreciente de acumulación fue el siguiente: Ca > K > Mg, siendo en todos los casos las concentraciones muy bajas (Tablas 58 y 60), reflejo de la acidez de estos suelos. Esta acidez reduce la capacidad de intercambio catiónico, especialmente en los horizontes subsuperficiales, con menor contenido en materia orgánica.

**Tabla 59.** Propiedades de los horizontes superficiales (A ó A<sub>1</sub>) de los suelos en las seis plantaciones de *Eucalyptus globulus* estudiadas.

Parcela	Espesor (cm)	Pedreg. (%)	pH <sub>KCl</sub>	D.A. (g cm <sup>-3</sup> )	C* S* N*			C:N
					----- % -----			
Coristanco	15	57	4,5	1,03	5,9	0,009	0,44	13
Zas	10	32	4,3	0,98	10,4	0,018	0,79	13
P. do Son	15	31	4,0	0,78	10,6	0,021	0,71	15
Meis	10	24	3,4	0,80	17,8	0,052	1,36	13
C. Lameiro	20	29	3,8	0,92	10,5	0,022	0,81	13
P. Caldelas	15	25	3,8	0,75	14,4	0,018	1,10	13

\*, concentraciones totales; D.A.: densidad aparente; Pedreg.: pedregosidad

**Tabla 60.** Valores de concentración de elementos en los horizontes superficiales (A ó A<sub>1</sub>) de los suelos en las masas de *Eucalyptus globulus* estudiadas. En todos los casos se trata de concentraciones extraíbles.

Parcela	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	B
	----- mg kg <sup>-1</sup> -----									
Coristanco	0,10	38,33	98,34	37,32	383,1	74,09	0,86	8,08	8,54	0,29
Zas	3,45	49,64	51,05	14,25	365,6	15,40	0,84	0,78	0,86	0,95
P. do Son	9,10	80,43	91,66	80,55	484,2	7,81	1,71	0,71	1,44	1,18
Meis	17,13	102,65	57,75	27,95	526,4	2,88	1,24	0,70	0,46	1,97
C. Lameiro	8,13	37,96	34,37	9,14	370,7	1,24	0,91	0,46	0,44	1,78
P. Caldelas	25,82	49,95	36,36	14,43	466,4	1,95	1,09	1,03	0,34	1,95

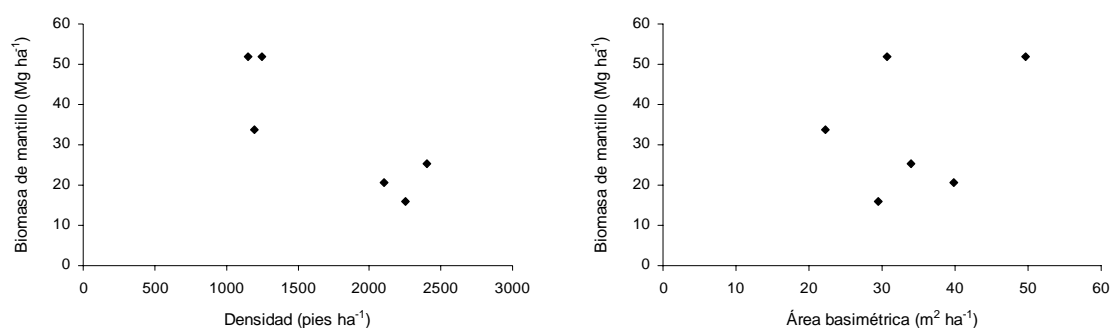
#### 4.2.1.4. Biomasa y acumulación de nutrientes en el horizonte orgánico

En la Tabla 61 figuran el peso total del mantillo (horizonte O del suelo) por hectárea para todas las masas estudiadas, así como la concentración y cantidades totales de los principales nutrientes. Este mantillo estaba formado fundamentalmente por restos secos de la vegetación de los estratos arbustivo y herbáceo, así como hojas de eucalipto y pequeños ramillos. El peso seco total del mantillo osciló entre 16 Mg ha<sup>-1</sup>, que correspondió a la segunda parcela más joven, y 52 Mg ha<sup>-1</sup> para las parcelas donde la cobertura del estrato arbustivo y herbáceo fue mayor.

**Tabla 61.** Valores medios de concentración de elementos en el mantillo (horizontes orgánicos O) de las masas de *Eucalyptus globulus* estudiadas.

Parcela	Peso mantillo (Mg ha <sup>-1</sup> )	mg g <sup>-1</sup>													
		C	S	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	B	
1	25,2	424,3	0,32	12,1	0,24	0,87	8,20	2,23	4,55	0,908	0,277	0,012	0,014	0,001	
2	16,0	460,4	0,84	14,7	0,38	2,64	3,01	1,10	0,25	0,081	0,053	0,004	0,001	0,007	
3	20,5	490,2	0,39	8,2	0,21	0,51	4,30	1,18	1,04	0,216	0,058	0,004	0,003	0,003	
4	51,8	492,7	0,49	10,3	0,29	0,48	2,10	0,71	0,49	0,072	0,017	0,003	0,001	0,001	
5	52,0	475,1	0,49	15,0	0,45	0,72	1,17	0,83	1,82	0,045	0,096	0,007	0,004	0,001	
6	33,9	473,4	0,66	13,3	0,31	0,52	1,50	0,58	1,05	0,062	0,030	0,005	0,002	0,001	
Media	33,2	469,4	0,53	12,3	0,31	0,96	3,38	1,10	1,53	0,231	0,089	0,006	0,004	0,002	
Des.típ.	15,6	25,1	0,19	2,6	0,09	0,84	2,62	0,60	1,58	0,338	0,096	0,003	0,005	0,002	

El peso total del mantillo mostró una correlación negativa significativa con la densidad de la masa ( $r = 0,86$   $p < 0,05$ ), de modo que a mayor número de pies menores cantidades de biomasa acumuladas en el horizonte orgánico (Figura 26).



**Figura 26.** Representación gráfica de los valores de biomasa de mantillo frente a densidad de la masa y frente al área basimétrica en los sistemas de *Eucalyptus globulus* estudiados.

La correlación no fue significativa en el caso de emplear la edad de la masa ( $r = 0,25$   $p < 0,05$ ) o el área basimétrica ( $r = 0,30$   $p < 0,05$ ).

Al comparar las concentraciones de nutrientes del mantillo y de las hojas se observó que los valores de Mg, P y Ca en estas últimas son sensiblemente superiores a los del horizonte orgánico, como también ocurre, y de forma más acusada, en el caso del K (Tabla 62).

**Tabla 62.** Composición química de las hojas de *Eucalyptus globulus*.

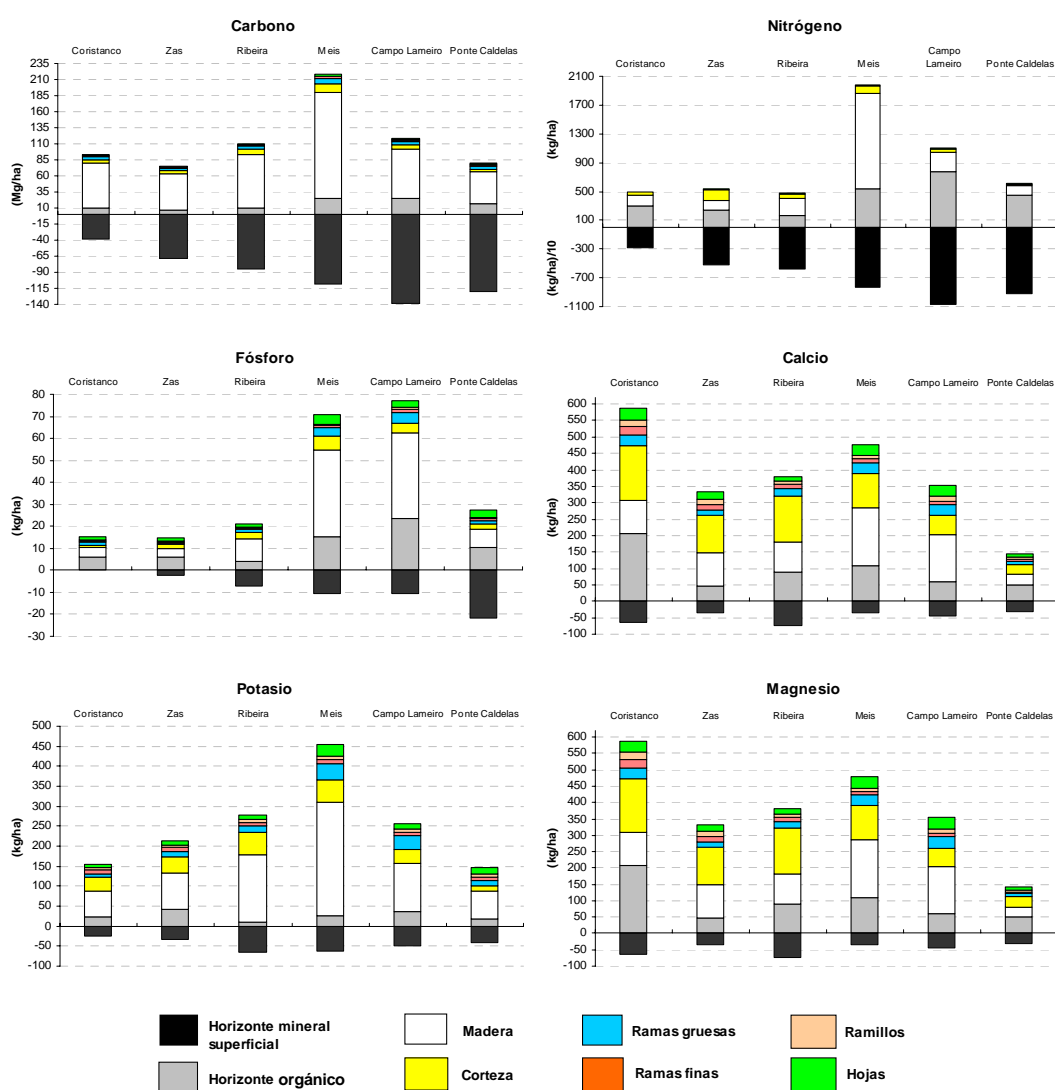
Parcela	mg g <sup>-1</sup>													
	C	S	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	B	
1	507,3	0,76	12,84	0,44	3,04	11,59	1,93	0,083	1,429	0,289	0,005	0,006	0,017	
2	514,2	0,79	13,55	0,49	3,78	7,57	1,43	0,205	1,205	0,025	0,005	0,001	0,012	
3	533,9	0,96	14,55	0,45	3,70	4,34	1,42	0,049	0,308	0,003	0,002	0,001	0,010	
4	521,8	0,50	16,59	0,61	4,25	4,80	1,81	0,079	0,467	0,026	0,005	0,000	0,014	
5	517,4	0,54	14,08	0,57	3,48	7,37	2,76	0,091	0,359	0,010	0,008	0,001	0,016	
6	532,3	1,13	17,33	0,74	4,35	2,35	1,72	0,072	0,152	0,007	0,006	0,001	0,011	
Media	520,2	0,78	14,82	0,55	3,77	6,34	1,84	0,097	0,653	0,060	0,005	0,002	0,013	
Des.típ.	10,1	0,24	1,77	0,11	0,49	3,24	0,50	0,055	0,529	0,113	0,002	0,002	0,003	

Únicamente las concentraciones de N y C son inferiores en el caso del mantillo. Parece que el elemento que manifiesta mayor movilidad en el momento previo a la abscisión foliar y que se pierde más rápidamente durante la descomposición en el suelo fue el K. En cuanto a

cantidades de nutrientes en el mantillo, de forma general Mg, P y Ca supusieron aproximadamente el 20 % del total de este elemento en el sistema, seguidos del K, con valores de 10 %, y ya en menor medida C y N, donde el mantillo únicamente aportó el 8 % y el 5 %, respectivamente.

#### 4.2.1.5. Relación entre el contenido de nutrientes de las fracciones arbóreas y el de los suelos

La comparación de las cantidades de nutrientes en la biomasa forestal con respecto a la reserva en los suelos permitió valorar la estabilidad del sistema para los diferentes elementos. De este modo, la Figura 27 muestra las cantidades acumuladas en la biomasa frente a las cantidades disponibles en los horizontes superficiales de los suelos de los sistemas forestales estudiados.



**Figura 27.** Distribución nutricional de las masas de *Eucalyptus globulus* estudiadas. C y N en el suelo mineral son cantidades totales. Para el resto de elementos son cantidades extraíbles.

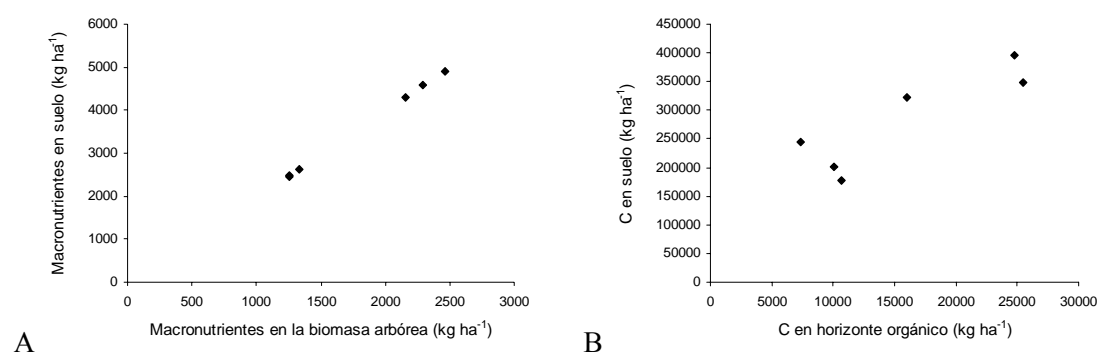
La distribución de N en el sistema reflejó que estas masas no están limitadas por este elemento. Las reservas de N en el suelo y la capacidad de mineralización de N, que es

alrededor del 40 % del N total (Waring y Schlesinger, 1985), son superiores a las cantidades de este elemento acumuladas en la biomasa arbórea. Alguna de las masas estudiadas mostró bajas concentraciones en el suelo de B y Zn, aunque es posible que esta circunstancia no limite en exceso el crecimiento arbóreo ya que la extracción de estos nutrientes puede ser reducida en condiciones secas, debido probablemente a su escasa movilidad en el suelo (Turner y Lambert, 1986). Una situación muy diferente fue la presentada por elementos como el P, K, Ca y Mg. Las reservas de estos elementos en forma asimilable en los suelos fueron inferiores a las correspondientes acumulaciones en la biomasa arbórea. Estos datos definen una situación de inestabilidad para estos elementos, lo que está confirmado por las deficiencias registradas en los sistemas de *Eucalyptus globulus* en este estudio, y, en general, en la mayor parte de las masas de Galicia (Calvo de Anta, 1992, Brañas et al., 2000; Merino et al., 2003b).

El 92 % del N del sistema y aproximadamente la mitad del C se almacenaron en el horizonte superficial y en el orgánico. El mantillo acumuló una importante cantidad de nutrientes presentes en el sistema, especialmente de P (26 % del total), Ca (20 %) y Mg (22 %).

Los restos de corta (ramas, hojas y corteza) almacenaron unas cantidades de Mg, Ca y K superiores a las cantidades en forma asimilable aportadas de forma conjunta por el horizonte superficial y el orgánico. Fue especialmente destacable el caso del Mg y el Ca, ya que en la corteza se almacenaron unas cantidades de estos elementos generalmente similares a las que pudiesen estar como reserva en el suelo (mantillo y horizonte superficial). En varios trabajos realizados con diferentes especies de *Eucalyptus* ya se ha incidido también en la importante acumulación de ciertos nutrientes en la biomasa arbórea con respecto a las reservas en el mantillo y en los horizontes minerales (Turner y Lambert, 1986; Hopmans et al., 1993; Spangenberg et al., 1996; Cortez y Madeira, 1998; Brañas et al., 2000).

Se registró así mismo una marcada correlación positiva entre la suma de las cantidades acumuladas de macronutrientes (N, P, K, Mg, Ca) en la biomasa arbórea y las asimilables en los suelos ( $r = 0,96$   $p < 0,01$ ), siendo el P el elemento que contribuye en mayor medida a esta correlación ( $r = 0,85$   $p < 0,05$ ). Así mismo, en el caso del carbono también se ha encontrado una correlación positiva entre las cantidades acumuladas de este elemento en el mantillo y en el suelo ( $r = 0,83$   $p < 0,05$ ) (Figura 28).



**Figura 28.** Representación gráfica de la cantidad de macronutrientes (P, K, Ca y Mg) acumulados en la biomasa arbórea de *Eucalyptus globulus* frente a la cantidad asimilable en el total del suelo (A). Representación gráfica del contenido de C en el horizonte orgánico frente al C del total del suelo (B).

## 4.2.2. Caracterización nutricional de los sistemas de *Pinus pinaster*

### 4.2.2.1. Concentración de nutrientes en las fracciones arbóreas

En la Tabla 63 figuran las concentraciones de macronutrientes en las diferentes fracciones arbóreas de *Pinus pinaster* consideradas.

**Tabla 63.** Composición química media de las fracciones arbóreas de *Pinus pinaster*.

Fracción	C	S	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	B
	----- mg g <sup>-1</sup> -----												
Madera	470,7 3,1	0,27 0,40	1,45 0,28	0,06 0,03	0,70 0,18	0,53 0,11	0,26 0,04	0,068 0,080	0,052 0,045	0,015 0,019	0,002 0,001	0,001 0,001	0,001 0,000
Corteza	508,8 4,3	0,09 0,12	3,69 2,15	0,11 0,04	0,85 0,18	0,93 0,29	0,41 0,13	0,073 0,030	0,034 0,029	0,037 0,024	0,002 0,001	0,000 0,000	0,003 0,001
Rama gruesa	479,5 6,6	0,28 0,41	2,73 0,55	0,11 0,03	0,93 0,14	1,48 0,15	0,59 0,12	0,234 0,341	0,092 0,096	0,028 0,023	0,003 0,001	0,001 0,000	0,002 0,001
Rama fina	505,6 3,4	0,32 0,24	4,46 1,28	0,21 0,04	1,73 0,54	2,52 0,59	0,74 0,07	0,165 0,053	0,124 0,121	0,117 0,126	0,003 0,002	0,001 0,000	0,005 0,001
Ramillo	497,4 5,5	0,39 0,21	6,91 1,11	0,34 0,03	2,48 0,90	2,68 1,11	0,95 0,13	1,100 2,169	0,205 0,218	0,026 0,027	0,004 0,002	0,002 0,002	0,007 0,003
Acícula	497,1 6,3	0,76 0,26	15,24 3,02	0,53 0,07	3,44 0,96	1,46 0,37	1,04 0,28	0,162 0,048	0,248 0,243	0,063 0,114	0,003 0,001	0,001 0,000	0,013 0,003

La madera presentó las menores concentraciones en todos los nutrientes. En la corteza, contrariamente a lo visto en *Eucalyptus globulus*, las concentraciones de elementos solieron ser bajas. En las acículas, y en menor medida en los ramillos, fue donde se alcanzaron las mayores concentraciones de la mayoría de nutrientes (N, P, K y Mg). En esta fracción se observaron mayores niveles de Al, Fe y Zn que en *Eucalyptus globulus*. Atendiendo a las concentraciones foliares y considerando los valores de referencia propuestos por Bará (1991) y Bonneau (1995) (Tabla 64), se registraron deficiencias en P y bajos niveles en K, Ca y Mg en la mayoría de las masas estudiadas.

**Tabla 64.** Niveles de concentración para diferentes elementos en acículas de *Pinus pinaster* propuestos por Bará (1991) y Bonneau (1995).

Umbral	N	P	K	Ca	Mg
	----- mg g <sup>-1</sup> -----				
Nivel deficiente	< 10	< 0,8	< 3	< 0,6	< 0,7
Nivel marginal	10-12	0,8-1,0	3-5	1,0	0,7-1,0
Nivel satisfactorio	12-15	1,2-1,5	> 5	1,0-1,2	> 1,0

Los niveles más altos de Ca se registraron en los ramillos, siendo también importante la presencia de este elemento en las ramas finas y en menor medida en las ramas gruesas.

De forma general se puede establecer el siguiente orden de decrecimiento de las concentraciones de N, P y K: acículas > ramillos > ramas finas > ramas gruesas > corteza > madera, con la salvedad del N, donde los niveles de este elemento son mayores en la corteza que en las ramas gruesas. En el caso del Ca y el Mg las concentraciones más bajas se observaron en la madera y la corteza, siendo en los restos de corta donde su concentración fue mayor.

Estos valores de contenido de nutrientes en las diferentes fracciones arbóreas son comparables a los registrados por Montero et al. (1999) en masas de *Pinus pinaster* en el

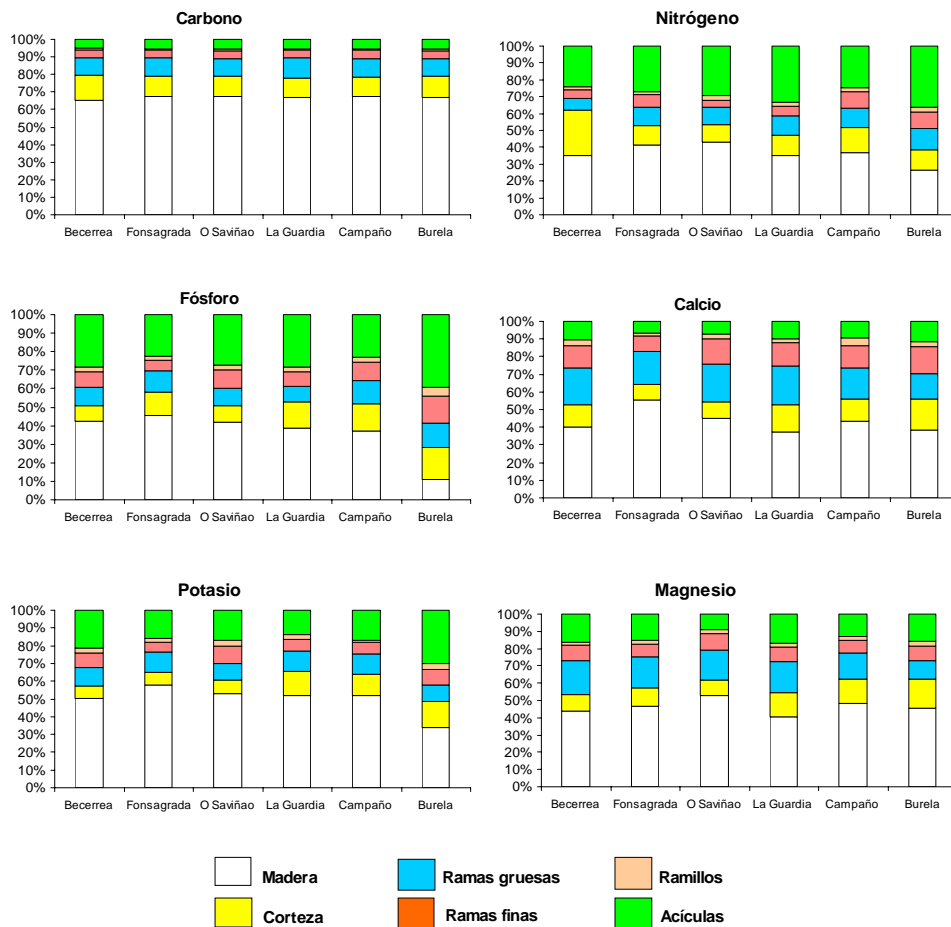
Sistema Central, especialmente para el caso de las ramas gruesas, la madera y la corteza. Únicamente hay que destacar los valores mucho más bajos de Ca en la corteza que se apreciaron en el presente trabajo. Donde las diferencias sí son apreciables es en la fracción foliar, con concentraciones bastante superiores de Ca, y P en las masas estudiadas por Montero et al. (1999).

En el suroeste francés, Saur et al. (1992) encontraron concentraciones de P y Ca en las acículas superiores a las registradas en el presente trabajo. Los niveles de Mg y K fueron por el contrario similares. En el resto de fracciones, los valores son muy similares para P y Mg, mientras que en el caso de K y Mg, las concentraciones registradas en este estudio son ligeramente más altas que las registradas por estos autores.

#### 4.2.2.2. Contenido y distribución de nutrientes en los componentes arbóreos

Como en el caso del *Eucalyptus globulus*, se determinaron las cantidades de macronutrientes acumuladas en cada una de las fracciones arbóreas a partir del peso seco de cada una de ellas y de las concentraciones de elementos antes comentadas.

La Figura 29 refleja la distribución porcentual de cada uno de los elementos analizados en los componentes arbóreos de las masas de *Pinus pinaster* estudiadas.



**Figura 29.** Distribución de las cantidades de nutrientes presentes en cada una de las fracciones arbóreas con respecto al total almacenado en la biomasa arbórea en las seis masas de *Pinus pinaster*.

Debido a su mayor peso, la madera fue el componente arbóreo donde se acumularon las mayores cantidades de macronutrientes. La madera supuso el 68 % de la biomasa arbórea seca y acumuló el 67 % del total del C presente en la fracción arbórea y alrededor de la mitad del Ca (43 %), K (50 %) y Mg (46 %) arbóreos.

La corteza supuso el 11 % de la biomasa arbórea total y almacenó el 12 % del C arbóreo, el 15 % del N y el 12 del Mg.

En el caso de las acículas, éstas aportaron casi un tercio del N y P presentes en la biomasa arbórea, además del 19 % de K y el 14 % de Mg, valores realmente importantes si consideramos que esta fracción apenas supone el 5 % del peso arbóreo seco.

Los restos de corta, integrados por ramas gruesas, ramas finas, ramillos y hojas, que de forma conjunta constituyeron el 20 % del peso arbóreo seco, acumularon la mitad del N, del Ca y del P arbóreos, y el 40 % del K y del Mg.

Estos resultados ponen de relevancia el importante papel que ejercen como reservóreo de nutrientes las fracciones arbóreas que no son aprovechadas durante la explotación, destacando el papel de las acículas y las ramas gruesas, las primeras por las elevadas concentraciones en la mayoría de los elementos y las segundas por su importante peso, en el aporte especialmente de N, P, K y Mg. De esta forma, la copa presenta lógicamente mayores costes de elementos nutritivos que la madera del fuste, debido a la participación de tejidos más ricos en elementos como las acículas y los ramillos.

#### 4.2.2.3. Propiedades de los suelos

En las Tablas 65 y 66 se recogen los valores medios de las principales propiedades físicas y químicas de los suelos de las seis masas de *Pinus pinaster* estudiadas.

**Tabla 65.** Valor medio y desviación típica de algunas características físicas y químicas de los suelos de las masas de *Pinus pinaster* estudiadas.

Horizonte <sup>1</sup>	Profun. (cm)	T.F. < 2 mm (%)	pH <sub>KCl</sub>	D.A. (g cm <sup>-3</sup> )	C* S* N*		
					----- (%) -----		
Hor. 1	14	48,8	3,43	0,85	9,9	0,017	0,64
	4	7,9	0,50	0,08	3,3	0,012	0,33
Hor. 2	16	43,8	3,85	0,95	5,9	0,022	0,37
	4	9,6	0,44	0,16	4,8	0,018	0,28
Hor. 3	26	53,3	3,96	0,99	2,4	0,024	0,16
	12	19,1	0,39	0,13	0,5	0,018	0,05

\*, concentraciones totales; <sup>1</sup> Hor. 1=A ó A<sub>1</sub>; Hor. 2 = A<sub>2</sub>, AB ó BA; Hor. 3 = BA ó B.

**Tabla 66.** Valores de concentración de elementos en los suelos de las seis masas de *Pinus pinaster* estudiadas. En todos los casos se trata de concentraciones extraíbles.

Horizonte <sup>1</sup>	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	B
	----- mg kg <sup>-1</sup> -----									
Hor. 1	4,28	70,75	78,59	25,48	443,8	7,52	2,02	1,44	0,62	2,36
	1,59	19,93	50,75	13,47	134,2	13,99	2,46	0,45	0,18	2,45
Hor. 2	2,93	39,52	45,40	12,61	338,4	13,43	0,41	1,07	0,37	2,81
	2,12	14,41	21,33	6,42	140,4	29,40	0,30	1,02	0,13	1,98
Hor. 3	3,72	20,41	25,93	6,33	286,1	11,12	0,08	1,09	0,35	2,16
	2,50	8,02	21,44	0,22	110,8	16,93	0,03	0,59	0,16	1,85

<sup>1</sup> Hor. 1=A ó A<sub>1</sub>; Hor. 2 = A<sub>2</sub>, AB ó BA; Hor. 3 = BA ó B.

Con respecto a la pedregosidad, se llegaron a alcanzar valores cercanos al 65 % de partículas gruesas en algunos horizontes subsuperficiales, si bien lo normal fue encontrar valores menos limitantes (45-50 %).

La densidad aparente de los suelos estudiados fue relativamente bajos, con valores medios de 0,85 y 0,96 gr cm<sup>-3</sup> para el horizonte mineral superficial y para los subsuperficiales respectivamente, siendo en los suelos de textura arenosa, normalmente sobre granitos, donde se apreciaron las densidades más elevadas.

La profundidad media de los suelos estudiados estuvo en torno a 45 cm, presentándose algún valor limitante de 30-35 cm como en el caso de Becerreá, A Guarda y Burela.

Los niveles de pH en los diferentes horizontes minerales fueron bajos, como consecuencia del bajo contenido de elementos alcalinos del material geológico de partida y del intenso proceso de lavado derivado de la elevada precipitación. Este marcado grado de acidez implicó una baja reserva de elementos básicos, K, Ca y Mg, así como concentraciones elevadas de Al en el suelo que limitan el desarrollo de las raíces. Los niveles de los cationes básicos de cambio fueron especialmente bajos en los horizontes subsuperficiales, en relación a los menores contenidos en materia orgánica. El orden decreciente de acumulación fue el siguiente: Ca > K > Mg, si bien en muchos horizontes superficiales la concentración de K fue superior a la de Ca (Tablas 66 y 68).

El contenido de C fue bastante elevado en la mayoría de las parcelas, con valores medios del 10 %, siempre superiores al 7 % y llegando en algún caso hasta el 15 %.

El nivel de N total medio en el horizonte superficial fue de 0,65 %, disminuyendo de forma importante en los horizontes más profundos. Los valores de C:N en el horizonte superficial de los suelos de las diferentes plantaciones estudiadas han sido siempre bajos o intermedios, entre 11 y 21 (Tabla 67), lo que nos lleva a pensar que los procesos de descomposición y mineralización, que afectan especialmente al N, son correctos.

**Tabla 67.** Propiedades de los horizontes superficiales (A ó A<sub>1</sub>) de los suelos en las masas de *Pinus pinaster* estudiadas.

Parcela	Espesor (cm)	Pedreg. (%)	pH <sub>KCl</sub>	D.A. (g cm <sup>-3</sup> )	C* S* N*			C:N
					----- % -----			
Becerreá	15	53	3,0	0,73	9,3	0,009	0,45	21
Fonsagrada	15	62	4,0	0,84	7,2	0,008	0,33	22
O Saviñao	10	55	3,2	0,87	7,9	0,041	0,46	17
A Guarda	20	51	3,7	0,95	15,2	0,028	0,95	16
Campañó	15	45	3,9	0,87	7,4	0,030	0,50	15
Burela	10	39	2,8	0,85	12,6	0,014	1,16	11

\*, concentraciones totales; D.A.: densidad aparente; Pedreg.: pedregosidad

**Tabla 68.** Contenido nutricional de los horizontes superficiales (A ó A<sub>1</sub>) de los suelos en las masas de *Pinus pinaster* estudiadas. En todos los casos se trata de concentraciones extraíbles.

Parcela	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	B
	----- mg kg <sup>-1</sup> -----									
Becerreá	5,91	65,52	39,33	13,82	602,1	1,53	0,51	1,09	0,68	5,14
Fonsagrada	2,37	90,53	65,62	22,71	458,0	36,07	1,28	2,14	0,81	1,32
O Saviñao	4,61	95,94	49,53	18,00	606,1	1,81	1,12	1,38	0,81	5,72
A Guarda	4,53	73,93	78,92	25,47	357,0	2,01	1,79	1,41	0,46	0,15
Campañó	5,89	50,42	59,73	21,12	309,7	2,07	0,48	0,88	0,63	0,28
Burela	2,37	48,16	178,42	51,73	330,1	1,62	6,94	1,72	0,36	1,52

En la totalidad de los suelos la concentración de P extraíble fue baja, siempre inferior a 6 mg kg<sup>-1</sup>, con niveles medios de 4 mg kg<sup>-1</sup> para el horizonte superficial, aspecto muy ligado a los problemas de solubilidad de este elemento motivada por la marcada acidez de estos suelos. En relación a este aspecto, todas las parcelas mostraron un pH inferior al rango óptimo de solubilidad del P, que se sitúa entre 5 y 7.

#### 4.2.2.4. Biomasa y acumulación de nutrientes en el horizonte orgánico

En la Tabla 69 se recogen las cantidades acumuladas de horizonte orgánico por unidad de superficie en las seis plantaciones estudiadas así como la concentración y cantidades totales de los principales nutrientes.

**Tabla 69.** Valores medios de concentración de elementos en el mantillo (horizontes orgánicos O) de las masas de *Pinus pinaster*.

Parcela	Peso mantillo (Mg ha <sup>-1</sup> )	mg g <sup>-1</sup>												
		C	S	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	B
1	38,5	512,3	0,49	11,2	0,32	0,49	2,14	0,66	0,78	0,214	0,018	0,003	0,002	0,001
2	53,9	502,9	0,95	10,7	0,38	0,63	1,95	0,65	2,08	0,560	0,074	0,006	0,005	0,001
3	85,5	464,1	0,45	11,2	0,28	0,68	2,07	0,58	4,92	0,063	0,288	0,004	0,004	0,001
4	38,9	485,2	0,42	11,5	0,26	0,62	2,11	1,20	3,55	0,075	0,062	0,006	0,005	0,001
5	48,3	422,7	0,56	10,6	0,41	0,80	2,07	1,29	6,24	0,119	0,292	0,005	0,004	0,001
6	82,5	478,5	1,23	15,0	0,25	0,32	1,38	0,80	1,62	0,032	0,032	0,003	0,003	0,001
Media	58,0	477,6	0,68	11,7	0,32	0,59	1,95	0,86	3,19	0,177	0,128	0,005	0,004	0,001
Des.típ.	21,0	31,9	0,33	1,6	0,07	0,16	0,29	0,31	2,09	0,198	0,127	0,001	0,001	0,000

El horizonte orgánico estaba compuesto básicamente por acículas y algún ramillo de *Pinus pinaster* y en menor medida restos secos de la vegetación de los estratos arbustivo y herbáceo, que generalmente están escasamente representados. Los valores de peso seco total del mantillo son muy superiores a los de los eucaliptales también estudiados, en algunos casos del orden del doble, oscilando entre 38 Mg ha<sup>-1</sup> para las parcelas de menor densidad y 85 Mg ha<sup>-1</sup> para las parcelas más adultas o de mayor densidad. No se encontró una correlación significativa entre la cantidad acumulada de mantillo y la edad o la densidad de las plantaciones.

En la Tabla 70 figuran los valores de concentración de nutrientes en las acículas de los árboles muestreados en las seis parcelas de estudio.

**Tabla 70.** Composición química de las acículas de *Pinus pinaster*.

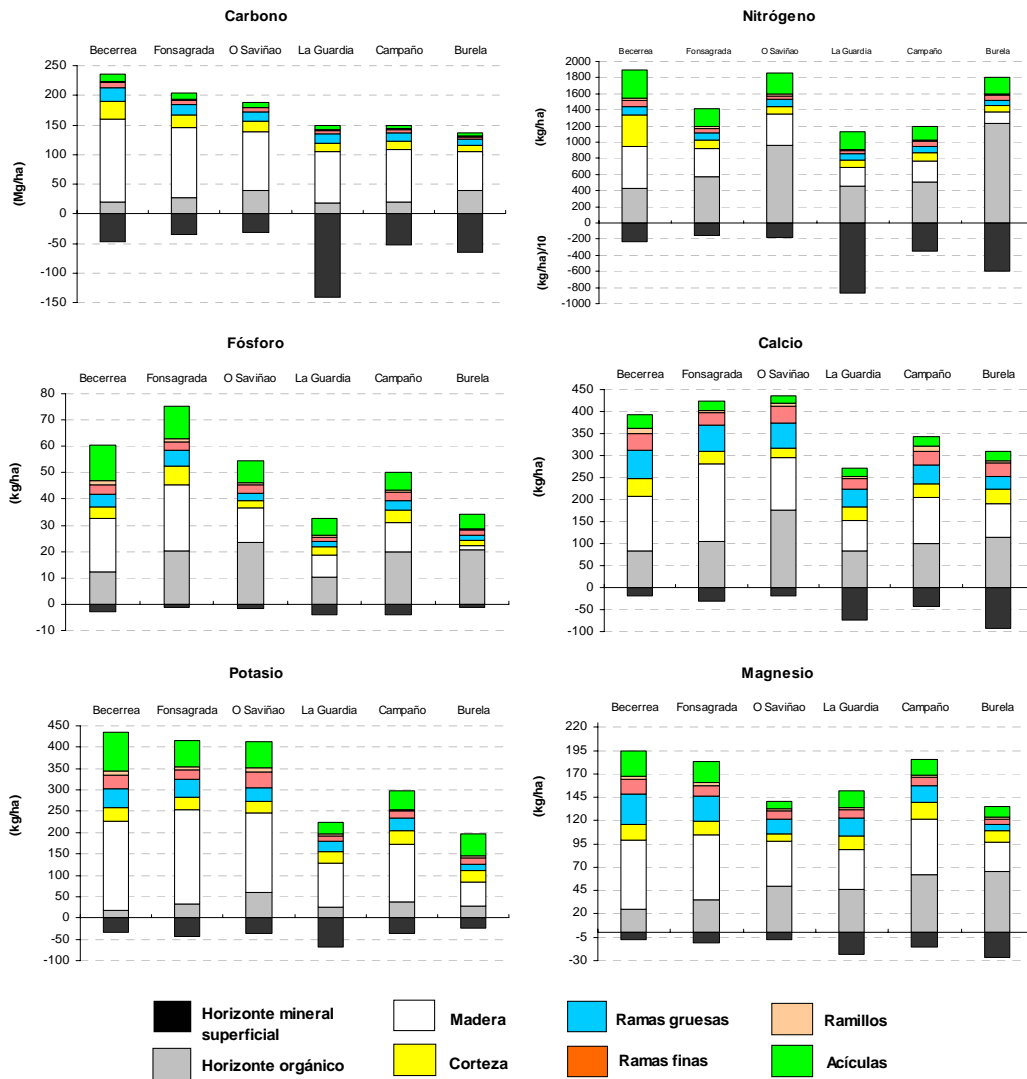
Parcela	mg g <sup>-1</sup>												
	C	S	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	B
1	495,5	0,57	15,55	0,60	3,92	1,41	1,19	0,132	0,278	0,038	0,004	0,001	0,014
2	491,8	0,56	11,62	0,64	3,07	1,12	1,15	0,099	0,718	0,011	0,001	0,001	0,014
3	496,3	1,18	16,45	0,52	3,76	1,16	0,49	0,138	0,204	0,007	0,002	0,001	0,010
4	509,2	1,00	16,42	0,45	1,97	1,33	1,26	0,166	0,097	0,007	0,002	0,001	0,014
5	494,2	0,58	11,89	0,49	3,13	1,59	1,13	0,208	0,127	0,295	0,003	0,001	0,011
6	497,8	0,69	19,51	0,50	4,81	2,13	1,00	0,226	0,062	0,023	0,005	0,001	0,018
Media	497,4	0,76	15,24	0,53	3,44	1,46	1,04	0,162	0,248	0,063	0,003	0,001	0,013
Des. est.	6,2	0,26	3,02	0,07	0,96	0,37	0,28	0,048	0,243	0,114	0,001	0,000	0,003

De forma general, las concentraciones de nutrientes (Mg, Ca, P y C) en el mantillo fueron inferiores a las registradas en las acículas verdes, especialmente para el caso de K. Estas menores concentraciones en el horizonte orgánico se pudieron deber a la retranslocación durante la abscisión de las acículas y a las pérdidas durante el proceso de descomposición. De

este modo, parece que el elemento que más rápidamente se pierde en el proceso de descomposición es el K, seguido de P, Ca y Mg. Montero et al. (1999) y Roig et al. (2005) observaron que en las acículas del mantillo de masas de *Pinus pinaster* se producía una disminución del contenido de N, P y K con respecto a las acículas verdes, mientras que se mantenían los porcentajes de Mg y aumentaban considerablemente los de Ca. Estos autores concluían que este proceso de retraslocación de nutrientes antes de que las acículas se desprendan podía entenderse como una estrategia para incrementar la eficacia en la utilización de nutrientes, especialmente en el caso de suelos pobres, aunque los sistemas forestales más limitados en nutrientes tienen menos cantidad de nutrientes retraslocados ya que la planta emplea más energía transformando estos elementos a formas móviles (Fisher y Binkley, 2000).

#### 4.2.2.5. Relación entre el contenido de nutrientes de las fracciones arbóreas y el de los suelos

En la Figura 30 se comparan las cantidades de nutrientes presentes en la biomasa arbórea y en el suelo de las diferentes plantaciones de *Pinus pinaster* estudiadas.



**Figura 30.** Distribución nutricional de las masas de *Pinus pinaster* estudiadas. C y N en el suelo mineral son cantidades totales. Para el resto de elementos son cantidades extraíbles.

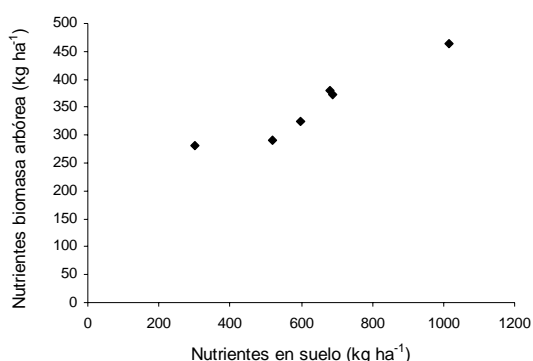
En diferentes casos, el horizonte superficial acumuló cantidades de N muy superiores a los presentes en la biomasa arbórea. En una situación contraria se encontró el K, y en menor medida el P, Ca y Mg, ya que las cantidades de estos elementos presentes en las fracciones arbóreas fueron superiores a las almacenadas en el horizonte superficial. En el caso del C, si bien su comportamiento fue bastante desigual en las seis masas estudiadas, se pudo apreciar como el horizonte mineral superficial acumula el 25 % del C total del sistema (fracción arbórea y suelo).

El mantillo aporta un porcentaje importante de la cantidad total de determinados elementos presentes en el sistema (horizontes minerales y orgánico y biomasa arbórea), destacando el P, Mg y Ca, con un 35 %, 27 % y 26 % respectivamente, esto es, casi un tercio de la cantidad de estos nutrientes presente en el sistema se almacena en el horizonte orgánico. En menor medida están los casos del N (14 %) y el C (12 %).

El aprovechamiento tradicional de *Pinus pinaster*, que incluye madera y corteza, implica la extracción de nutrientes equivalente al 49-60 % de las cantidades acumuladas por el árbol. Si además de estas fracciones se aprovecharan las ramas, la extracción de elementos ascendería hasta el 70-90 %, afectando de manera especial al Ca, Mg y K. Al igual que sucedía con *Eucalyptus globulus*, las masas de *Pinus pinaster* son inestables para P, Mg, Ca y K, es decir, las cantidades de elementos acumulados en la biomasa arbórea son similares o superiores a las reservas en los suelos, circunstancia que también se corresponde con las deficiencias frecuentemente encontradas en las plantaciones en Galicia. No obstante, a diferencia de *Eucalyptus globulus* el aprovechamiento de madera y corteza implica una menor extracción relativa de nutrientes. Además, habría que considerar los mayores turnos de esta especie, que permitiría una mayor reposición de nutrientes a través de los procesos naturales, como puedan ser los aportes atmosféricos y la alteración mineral o de procesos antrópicos como consecuencia de la gestión selvícola (podas, claras, etc).

Los restos de corta, considerados como el conjunto de ramas y acículas, representaron el 21 % del peso arbóreo, acumulando en torno al 30 % del P, Ca, K y Mg totales de sistema. En este sentido, destaca el hecho de que tan sólo en las acículas se almacenan mayores cantidades de P, K y Mg que las presentes como asimilables en el horizonte mineral superficial.

Se registró una marcada correlación positiva entre la cantidad total de macronutrientes (N, P, K, Mg, Ca) acumulada en la biomasa arbórea y la cantidad asimilable en los suelos ( $r = 0,89$   $p < 0,05$ ), siendo K y Ca los elementos que en mayor medida contribuyen a esta correlación ( $r = 0,71$  y  $0,70$  respectivamente,  $p < 0,05$ ) (Figura 31).



**Figura 31.** Representación gráfica de la cantidad de nutrientes (N, P, K, Ca y Mg) en la biomasa arbórea de *Pinus pinaster* frente a la cantidad asimilable en el total del suelo (A).

Estos resultados ponen de relevancia el importante papel que ejercen como reservóreo de nutrientes las fracciones arbóreas que no son aprovechadas tradicionalmente, destacando el papel de las acículas y las ramas gruesas. Montero et al. (1999) ya pusieron de manifiesto esta circunstancia en sistemas de *Pinus pinaster*, observando que los restos de copa suponen más

del 50 % del total de nutrientes que se extraen del sistema si se aprovecha el árbol completo o se queman los restos de corta.

### 4.2.3. Caracterización nutricional de los sistemas de *Quercus robur*

#### 4.2.3.1. Contenido y distribución de nutrientes en los componentes arbóreos

De forma general, el contenido nutricional en los tejidos vegetales de roble aumentó en el siguiente orden: N > K > Ca > P o Mg (Tabla 71). Esta secuencia fue similar a la aportada para la mayoría de las especies arbóreas (Kimmins et al., 1985) y para otras especies del género *Quercus* (Mun et al., 1977; Kwak y Kim, 1992; Glineur, 1998; Son et al., 2004).

**Tabla 71.** Composición química media de las fracciones arbóreas de *Quercus robur*.

Fracción	C	S	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Ni	Zn	Cu	B
	mg g <sup>-1</sup>												
Madera	484,4 (37,0)	0,17 (0,09)	2,57 (1,78)	0,21 (0,14)	1,57 (0,86)	0,63 (0,24)	0,28 (0,24)	0,060 (0,040)	0,079 (0,113)	0,009 (0,007)	0,003 (0,001)	0,001 (0,000)	0,009 (0,009)
Corteza	512,0 (12,8)	3,26 (4,26)	13,28 (5,65)	0,83 (0,36)	3,45 (0,72)	9,75 (3,90)	1,48 (0,32)	0,118 (0,011)	0,368 (0,216)	0,050 (0,053)	0,004 (0,001)	0,001 (0,001)	0,017 (0,003)
Rama >7 cm	490,9 (8,2)	0,17 (0,05)	2,23 (0,57)	0,21 (0,03)	1,37 (0,25)	1,52 (0,48)	0,30 (0,14)	0,029 (0,009)	0,046 (0,018)	0,004 (0,001)	0,002 (0,001)	0,001 (0,000)	0,004 (0,001)
Rama gruesa	484,0 (20,7)	0,56 (0,38)	3,85 (0,37)	0,39 (0,08)	2,37 (0,92)	4,27 (0,76)	0,53 (0,06)	0,039 (0,025)	0,102 (0,024)	0,007 (0,001)	0,003 (0,000)	0,001 (0,001)	0,007 (0,000)
Rama fina	502,7 (1,1)	0,46 (0,04)	7,51 (0,73)	0,68 (0,02)	2,55 (0,32)	5,59 (2,13)	0,88 (0,02)	0,052 (0,008)	0,260 (0,066)	0,023 (0,004)	0,005 (0,000)	0,001 (0,000)	0,011 (0,001)
Ramillo	506,8 (5,0)	0,80 (0,19)	12,39 (3,15)	0,79 (0,03)	2,75 (0,24)	6,78 (4,09)	0,85 (0,18)	0,057 (0,020)	0,267 (0,109)	0,024 (0,006)	0,007 (0,002)	0,001 (0,000)	0,012 (0,002)
Hoja	503,8 (25,3)	1,48 (0,81)	23,41 (12,94)	1,23 (0,82)	5,54 (2,61)	4,39 (0,89)	1,25 (0,59)	0,104 (0,022)	0,683 (0,411)	0,015 (0,008)	0,004 (0,002)	0,001 (0,000)	0,015 (0,006)
Raíz	486,4 (39,0)	0,16 (0,11)	2,52 (1,66)	0,19 (0,11)	1,52 (0,73)	0,72 (0,22)	0,32 (0,21)	0,058 (0,023)	0,057 (0,101)	0,009 (0,005)	0,002 (0,001)	0,001 (0,001)	0,005 (0,003)

La madera del tronco es la fracción arbórea que presenta las concentraciones de nutrientes más bajas, mientras que las hojas, los ramillos y la corteza, por el contrario, las más altas. Esta circunstancia ya ha sido constatada por numerosos autores para diferentes especies forestales (Fahey et al., 1991; Yanai, 1992). La concentración promedio de P y K en las fracciones arbóreas decrece en el siguiente orden: hojas > corteza > ramillos > ramas finas > ramas gruesas = madera = raíces (Tabla 74). En el caso de Ca y Mg la pauta de descenso de la concentración es al siguiente: corteza >> ramillos > hojas = ramas finas > madera = raíces > ramas gruesas. Resultados similares para roble se han encontrado también en Bélgica (Bosman et al., 2001), lo mismo que para otras especies, como por ejemplo *Pinus radiata* (Merino et al., 2003a; Schlatter et al., 1998), *Pinus pinaster* (Montero et al., 1999) y diferentes especies del género *Eucalyptus* (Brañas et al., 2000; Fölster y Khanna, 1997; Spangenberg et al., 1996). Las concentraciones de N registradas en el presente estudio son acordes con las aportadas previamente por Martin et al. (1998) para ramas y madera de tronco en varias especies de *Quercus* en USA (0,5-3 mg g<sup>-1</sup> para madera, 4-9 para corteza, 3-4 en ramas y 18-21 para hojas). Por el contrario, en el presente trabajo se observaron mayores concentraciones de este elemento en corteza y hojas.

La concentración de nutrientes en las hojas decrece siguiendo este orden: N > K > Ca > P = Mg. Estos resultados están en consonancia con los observados para masas

adultas (De Visser, 1992; Glineur, 1998; Rozados Lorenzo et al., 2000) y jóvenes de *Quercus robur* (Covelo y Gallardo, 2002) y para otras especies del género *Quercus* (Mun et al., 1977; Son et al., 2004). De acuerdo con lo establecido por Van den Burg (1985) para especies caducifolias, las masas asentadas sobre material granítico (parcelas 1 y 4) muestran unas menores concentraciones de P, K, Ca y Mg. Este estado nutricional más empobrecido puede, sin embargo, no estar relacionado con unos menores niveles nutricionales en estos suelos, ya que, por el contrario, en estas masas se han registrado unos elevados contenidos de N foliares. Esta circunstancia puede ser explicada por el alto contenido de este elemento en los suelos de estas carballeiras, así como por unos adecuados procesos de mineralización (Leirós et al., 2000). De esta forma, la cantidad de N mineralizado anualmente en estos suelos asciende aproximadamente al 1 % del total de N en el suelo (Pérez-Batallón et al., 2001). Además, hay que considerar que en el estrato arbustivo de estos sistemas hay una cobertura importante de vegetación leguminosa (*Ulex* spp., *Cytisus* spp.) capaz de fijar N atmosférico. Por otro lado, la marcada acidez de estos suelos favorece la solubilidad de la mayoría de los micronutrientes, por lo que nos son esperables deficiencias en estos elementos.

Las concentraciones de nutrientes en corteza y madera observadas en el presente estudio resultaron sensiblemente superiores a las registradas por Bosman et al. (2001) en Bélgica también para roble, excepto para Ca en corteza, y fueron muy similares a los observados por Glineur (1998) y De Visser (1992) en Europa y por Martin et al. (1998) en América. Del mismo modo, nuestros resultados reflejan valores bastante superiores de concentración de P, K, Ca y Mg en madera de tronco que los aportados por Penninckx et al. (2001) en masas mixtas de roble y haya en Bélgica.

Bakker (1999), en masas de *Quercus robur* en Holanda, registró menores concentraciones de Ca y K (2,3 y 0,93 mg g<sup>-1</sup> respectivamente) y mayores concentraciones de Mg (0,93 mg g<sup>-1</sup>) en raíces finas que las observadas en nuestro estudio para raíces gruesas. Paralelamente a los datos aportados en el presente estudio, Bakker (1999) constató la siguiente secuencia de disminución de concentración en las raíces: Ca > K > P. Respecto a la fracción foliar, este autor registró mayores concentraciones de Mg, Ca y K (1,6, 6,3 y 7,6 mg g<sup>-1</sup> respectivamente). Por el contrario, las concentraciones de P y N en las hojas fueron muy similares a las que se midieron en el presente estudio.

#### 4.2.3.2. Propiedades de los suelos

Las características de los suelos estudiados en los sistemas forestales de *Quercus robur* (Tablas 72 y 73) fueron similares a las de la mayoría de los suelos de masas forestales naturales de Galicia y también a las registradas por otros autores para masas de *Quercus robur* en el noroeste peninsular (Díaz-Maroto, 1997; Rozados Lorenzo, 2000; Camps Arbostain et al., 2004).

**Tabla 72.** Valor medio y desviación típica de algunas características físicas y químicas de los suelos de las masas de *Quercus robur* estudiadas.

Horizonte	Profun. (cm)	T.F. < 2 mm (%)	pH <sub>KCl</sub>	D.A. (g cm <sup>-3</sup> )	C*	S*	N*
					----- % -----		
Hor. 1	11	68,1	3,91	0,66	6,4	0,09	0,49
	2	8,2	0,20	0,09	2,8	0,03	0,20
Hor. 2	26	72,4	4,27	0,95	3,0	0,05	0,27
	3	9,1	0,13	0,10	0,8	0,02	0,07
Hor. 3	41	69,3	4,45	0,94	2,0	0,04	0,19
	20	10,8	0,05	0,13	0,7	0,01	0,06

\*, concentraciones totales; <sup>1</sup> Hor. 1 = A ó A<sub>1</sub>; Hor. 2 = A<sub>2</sub>, AB ó BA; Hor. 3 = BA ó B.

**Tabla 73.** Valores de concentración de elementos extraíble en los suelos de las cuatro masas de *Quercus robur* estudiadas.

Horizonte <sup>1</sup>	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	B
	----- mg kg <sup>-1</sup> -----									
Hor. 1	6,48	122,86	92,93	40,21	179,30	9,96	1,76	0,37	0,56	3,86
	2,79	63,64	26,50	22,04	70,89	4,43	0,43	0,28	0,35	0,13
Hor. 2	3,40	68,82	15,70	7,22	89,40	3,23	0,30	0,40	0,21	7,48
	2,92	52,70	11,61	4,23	33,03	2,13	0,29	0,29	0,14	6,71
Hor. 3	2,01	34,23	12,12	3,14	60,82	2,99	0,15	0,37	0,07	3,77
	0,72	23,91	6,14	1,13	41,63	1,75	0,24	0,33	0,10	0,22

<sup>1</sup> Hor. 1 = A ó A<sub>1</sub>; Hor. 2 = A<sub>2</sub>, AB ó BA; Hor. 3 = BA ó B.

Se trató mayoritariamente de umbrisoles húmicos de textura francoarenosa, con diferentes grados de desarrollo y carácter ácido. Se desarrollan sobre substrato silíceo, principalmente granitos y esquistos. La profundidad total osciló entre los 60 y los 90 cm, con un horizonte superficial menor en todos los casos de 15 cm. La proporción de partículas gruesas fue bastante constante en todos los horizontes, en torno al 30 %, con lo que este aspecto no resulta limitante para el crecimiento arbóreo. Los valores de densidad aparente resultaron relativamente bajos, con promedios de 0,66 y 0,95 g cm<sup>-3</sup> para el horizonte mineral superficial y para el subsuperficial respectivamente (Tablas 74 y 75).

**Tabla 74.** Propiedades de los horizontes superficiales (A ó A<sub>1</sub>) de los suelos en las masas de *Quercus robur* estudiadas.

Localidad	Prof. (cm)	Pedreg. (%)	pH <sub>KCl</sub>	D.A. (g cm <sup>-3</sup> )	C*	S*	N*	C/N
					----- % -----			
Lanzós	13	43	3,75	0,76	5,1	0,08	0,39	13
Santaballa I	10	24	4,13	0,72	3,2	0,05	0,26	12
Santaballa II	10	28	3,74	0,57	9,4	0,11	0,63	15
Ramil	10	32	4,03	0,58	7,9	0,10	0,69	11

\*, concentraciones totales

**Tabla 75.** Contenido de nutrientes extraíbles de los horizontes superficiales (A ó A<sub>1</sub>) de los suelos en las masas de *Quercus robur* estudiadas.

Parcela	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	B
	----- mg kg <sup>-1</sup> -----									
Lanzós	10,49	182,34	94,47	48,64	161,17	5,93	2,16	0,68	0,59	3,70
Santaballa I	5,03	47,29	116,83	41,89	150,11	16,16	1,71	0,49	0,91	3,90
Santaballa II	6,18	168,13	104,81	60,95	282,89	9,85	1,98	0,27	0,67	3,82
Ramil	4,23	93,69	55,61	9,34	123,04	7,91	1,18	0,04	0,08	4,02

Todos los suelos estudiados presentaron una marcada acidez, con valores de pH<sub>KCl</sub> en torno a 4 en todos los horizontes. Esta circunstancia se debe al bajo contenido en elementos alcalinos del material geológico de partida y a los intensos procesos de lavado como consecuencia de la elevada precipitación atmosférica. Finalmente, los suelos presentaron un alto contenido en materia orgánica y una elevada concentración de N total. La relación C:N en el horizonte mineral superficial fue en todos los casos menor de 15, circunstancia que indica unos adecuados procesos de descomposición y mineralización de la materia orgánica. Estos resultados están en consonancia con los aportados por Covelo y Gallardo (2002) que observaron relaciones C:N en torno a 14,5 en suelos bajo masas jóvenes de roble en Galicia.

De forma análoga a lo observado en las masas de *Eucalyptus globulus* y *Pinus pinaster*, las bajas reservas de cantidades intercambiables de nutrientes en el suelo ( $P = 3,2$  K = 59 Ca = 45,5 y Mg = 19,8 kg ha<sup>-1</sup>) son debidas a los intensos procesos de lavado que sufren estos suelos así como al bajo contenido de elementos alcalinos en el material geológico de partida. Las bajas concentraciones de P se deben a la baja solubilidad de este elemento como consecuencia de la marcada acidez de los suelos. Covelo y Gallardo (2002) destacaron el carácter limitante que ejercía este elemento sobre el crecimiento arbóreo en masas jóvenes de *Quercus robur* en Galicia.

#### 4.2.3.3. Biomasa y acumulación de nutrientes en el horizonte orgánico

En la Tabla 76 se recogen los valores de concentración de nutrientes en el horizonte orgánico de las cuatro masas de *Quercus robur* estudiadas. El mantillo de estas masas está compuesto fundamentalmente por hojas, ramillos y ramas finas de roble, y en menor medida por restos de vegetación herbácea y arbustiva acompañantes.

Las concentraciones de P, K, Ca y Mg fueron, en general, menores en el mantillo que en las hojas verdes, debido en parte a los procesos de descomposición del material vegetal una vez llega al horizonte orgánico (Tabla 77).

**Tabla 76.** Valores medios de concentración de elementos en el mantillo (horizontes orgánicos O) de las masas de *Quercus robur*.

Parcela	Peso mantillo (Mg ha <sup>-1</sup> )	mg g <sup>-1</sup>												
		C	S	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	B
1	54,2	311,0	3,7	16,1	0,75	2,20	3,60	3,74	12,78	0,430	0,053	0,016	0,012	0,002
2	124,8	115,0	0,7	5,2	0,32	0,75	2,44	1,61	11,35	0,443	0,030	0,005	0,013	0,002
3	64,6	432,0	4,8	19,3	0,84	1,57	3,38	1,64	5,36	0,659	0,038	0,010	0,008	0,007
4	72,4	395,0	4,3	19,1	0,67	0,95	5,24	0,88	3,57	0,756	0,037	0,008	0,005	0,008
Media	79,0	313,3	3,4	14,9	0,64	1,37	3,67	1,97	8,26	0,572	0,039	0,009	0,009	0,004
Desv.típ.	31,4	141,5	1,8	6,6	0,23	0,66	1,17	1,23	4,49	0,161	0,010	0,005	0,004	0,003

**Tabla 77.** Composición química de las hojas de *Quercus robur* en las cuatro masas estudiadas.

Parcela	mg g <sup>-1</sup>												
	C	S	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	B
1	519,2	1,71	29,10	0,68	3,68	3,15	1,11	0,094	0,28	0,012	0,003	0,001	0,010
2	517,1	2,01	30,57	2,16	8,12	4,96	1,83	0,112	0,91	0,025	0,006	0,001	0,011
3	513,4	1,93	29,95	1,68	7,42	4,34	1,58	0,131	1,13	0,017	0,005	0,001	0,015
4	514,0	1,60	25,33	0,80	3,93	5,12	0,90	0,080	0,40	0,007	0,003	0,001	0,011
Media	515,9	1,81	28,74	1,33	5,79	4,39	1,36	0,104	0,68	0,015	0,004	0,001	0,015
Desv.típ.	2,7	0,19	2,35	0,71	2,31	0,89	0,43	0,022	0,41	0,008	0,002	0,000	0,006

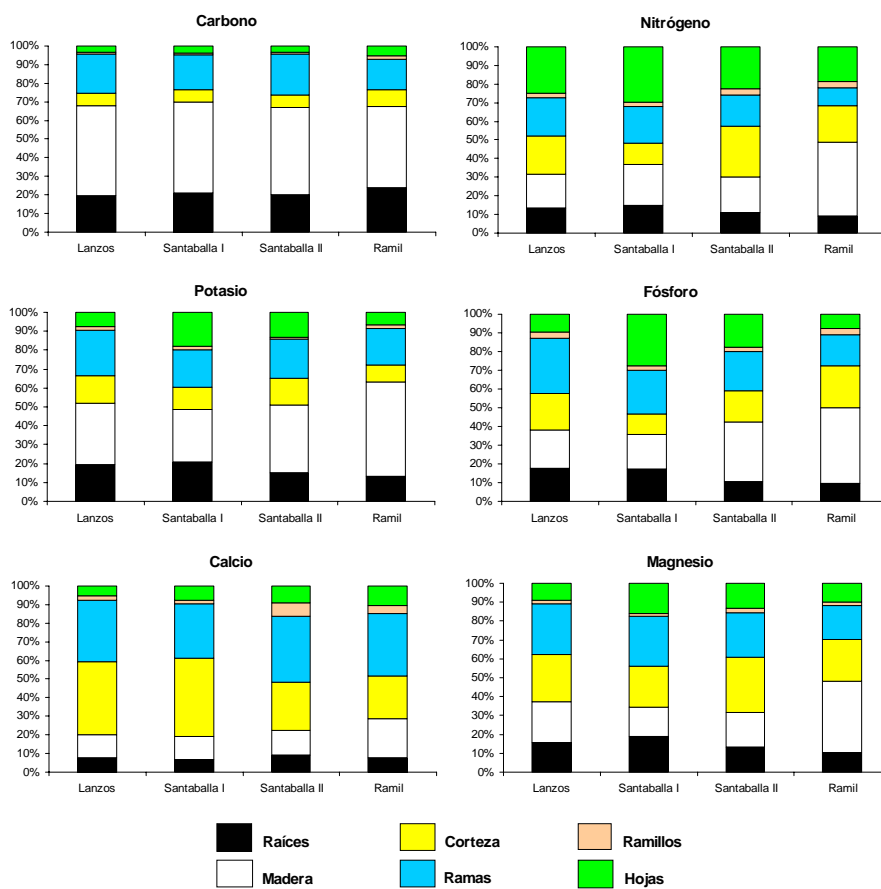
El K es el elemento que más rápidamente se pierde debido a la descomposición del material vegetal, tal y como otros autores han observado para otras especies en la península (Brañas et al., 2000; Montero et al., 1999) (Tabla 77).

La cantidad de biomasa acumulada en el horizonte orgánico estuvo positivamente correlacionada con el área basimétrica de la masa ( $r = 0,91$ ,  $p < 0,05$ ), a excepción de la parcela 2 que mostró un comportamiento distinto. La gran cantidad de biomasa acumulada en el mantillo de esta parcela, donde la densidad de masa era baja, pudo estar relacionada con su ubicación, en una zona de fondo de valle. La elevada humedad del suelo pudo reducir los procesos de descomposición a lo que se podría unir la mayor acumulación de material orgánico en esa zona baja ocupada por la masa.

La cantidad de horizonte orgánico acumulada en estas carballeiras fue un 25 % superior a la registrada en las plantaciones de eucalipto o pino estudiadas en el presente trabajo. Este hecho se debe fundamentalmente a las mayores cantidades de biomasa acumuladas en hojas y ramas en las masas de carballo. La biomasa de la fracciones de copa explicó el 87 % de estas diferencias entre especies.

#### 4.2.3.4. Acumulación y distribución de los nutrientes en el sistema

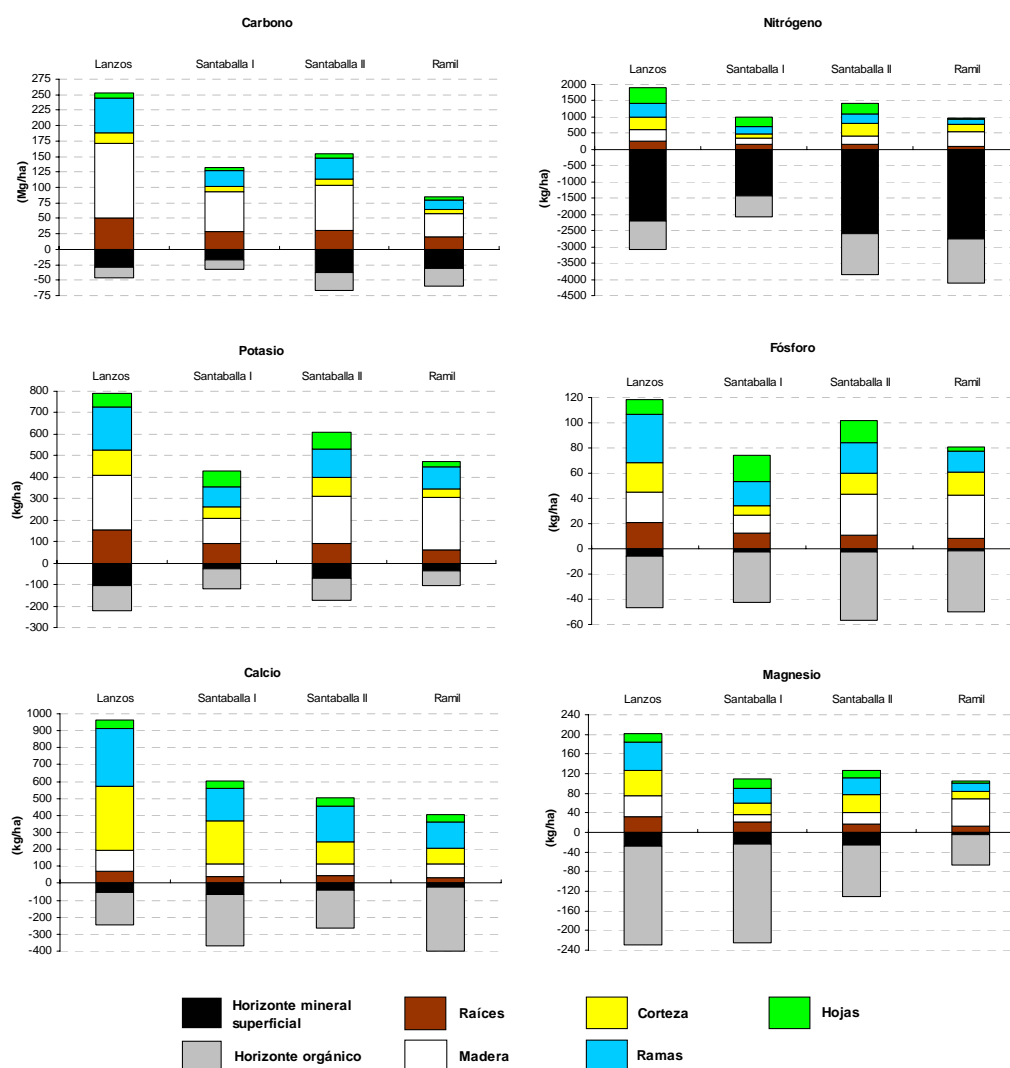
En la Figura 32 se muestra la distribución porcentual de nutrientes en los diferentes componentes arbóreos de las cuatro masas estudiadas. En la Tabla 78 figuran los valores promedio de acumulación de biomasa arbórea y de nutrientes de los sistemas forestales de *Quercus robur* estudiados. En la Figura 33 se recoge esta acumulación de nutrientes en los diferentes componentes del sistema de las cuatro masas estudiadas.



**Figura 32.** Distribución de las cantidades de nutrientes presentes en cada una de las fracciones arbóreas con respecto al total almacenado en la biomasa arbórea en las cuatro masas de *Quercus robur*.

Debido a la mayor acumulación de biomasa en la madera del tronco, esta fracción fue la que acumuló una mayor cantidad de nutrientes arbóreos (Figura 32). Calcio y N fueron las excepciones a este pauta general, ya que las mayores cantidades de Ca se almacenaron en la corteza (35 % del Ca del árbol) y las de N en hojas y corteza, pese a que estas fracciones únicamente constituyen el 11 % de la biomasa total arbórea. Del mismo modo que el Ca, la acumulación de Mg en la corteza representó el 26 % del total almacenado en la biomasa arbórea. Además de suponer una importante reserva de Ca y N, las hojas también acumularon

el 11,4 % del total de K del árbol. Las fracciones de copa (ramas y hojas) constituyeron el 25 % de la biomasa arbórea y acumularon alrededor del 40 % del N y del Ca, y el 37 % del K, Mg y P almacenados en el árbol.



**Figura 33.** Distribución nutricional de las masas de *Quercus robur* estudiadas.

Los valores de biomasa total aérea acumulada en las masas de estudio variaron entre 141 y 402 Mg ha<sup>-1</sup>. Las fracciones de copa representaron el 25 % de la biomasa total, lo que supuso un promedio de 77,8 Mg ha<sup>-1</sup>. Las raíces suponen un importante reservóreo de nutrientes ya que llegan a acumular un promedio de 66,3 Mg ha<sup>-1</sup> (Tabla 78).

La biomasa arbórea acumuló mayores cantidades de P, K, Ca y Mg que las disponibles en los suelos (horizonte orgánico mas cantidades extraíbles en el suelo mineral) (Tabla 78).

Al comparar alguno de los aspectos nutricionales de estas carballeiras con los de las masas de *Eucalyptus globulus* y *Pinus pinaster* se observa como los sistemas de *Quercus robur* acumulan una mayor cantidad de nutrientes por kg de biomasa. De esta forma, 1 Mg de biomasa en roble acumula tres veces más Ca y el doble de N, P y K que las especies más comerciales. Estas diferencias se deben fundamentalmente a las mayores concentraciones de Ca en las fracciones de copa, y de N, P y K en la madera de roble.

**Tabla 78.** Valores promedio de acumulación de nutrientes en la biomasa arbórea, en el horizonte orgánico y en el suelo de las masas de *Quercus robur* estudiadas. Entre paréntesis valor de la desviación típica.

Fracción	Biomasa (Mg ha <sup>-1</sup> )	kg ha <sup>-1</sup>										
		C	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni
Hojas	<b>11,2</b> (3,0)	5692,4 (1985,1)	280,42 (183,53)	13,29 (7,68)	60,32 (25,56)	46,90 (3,78)	14,15 (6,73)	1,09 (0,53)	6,46 (5,02)	0,169 (0,077)	0,046 (0,017)	0,012 (0,006)
Ramillos	<b>3,3</b> (1,1)	1662,3 (552,0)	39,39 (10,34)	2,60 (0,88)	8,96 (2,82)	21,41 (11,24)	2,77 (0,91)	0,19 (0,07)	0,83 (0,27)	0,082 (0,046)	0,022 (0,009)	0,003 (0,001)
Ramas	<b>63,7</b> (21,7)	31384,0 (12698,5)	233,94 (101,81)	21,98 (7,72)	123,18 (36,55)	201,62 (63,03)	31,73 (11,93)	2,26 (1,17)	6,26 (2,48)	0,459 (0,170)	0,191 (0,078)	0,048 (0,020)
Corteza	<b>21,4</b> (7,4)	10899,8 (4366,9)	277,67 (135,03)	16,69 (6,51)	74,31 (33,74)	215,14 (130,26)	32,02 (14,99)	2,49 (0,95)	8,14 (5,41)	0,926 (0,716)	0,091 (0,033)	0,029 (0,012)
Madera	<b>149,6</b> (50,2)	73720,3 (35119,0)	322,72 (98,53)	26,31 (9,21)	207,80 (61,34)	86,80 (24,23)	34,43 (17,57)	7,59 (4,96)	7,99 (8,91)	1,165 (0,856)	0,374 (0,146)	1,346 (0,047)
<b>Biomasa aérea</b>	<b>249,2</b> (110,7)	123358,8 (58240,7)	1154,14 (384,98)	80,87 (16,42)	474,57 (128,31)	571,87 (227,47)	115,1 (38,1)	13,62 (3,62)	29,68 (6,30)	2,801 (0,220)	0,724 (0,265)	1,438 (0,542)
Raíces	<b>66,1</b> (25,6)	32248,3 (12456,1)	167,08 (39,21)	12,60 (4,01)	100,78 (21,32)	47,20 (17,65)	21,22 (9,09)	4,01 (1,78)	3,75 (2,84)	0,132 (0,151)	0,007 (0,004)	0,584 (0,234)
<b>Biomasa total</b>	<b>315,3</b> (48,7)	155607,1 (23909,7)	1321,22 (114,4)	93,47 (7,61)	575,35 (62,60)	619,07 (72,29)	136,31 (11,53)	17,63 (2,513)	33,43 (2,980)	2,933 (0,421)	0,731 (0,116)	2,022 (0,756)
<b>Mantillo</b>	<b>79,0</b> (31,4)	24750,7 (11178,5)	1177,12 (521,41)	50,56 (18,17)	108,23 (52,14)	289,93 (92,43)	55,63 (97,17)	652,54 (354,71)	45,03 (12,64)	3,081 (0,79)	0,711 (0,395)	0,713 (0,316)
<b>Horizonte A (asimilable)<sup>1</sup></b>				3,21 (1,84)	58,53 (34,33)	45,51 (17,88)	19,73 (10,83)	84,35 (27,76)	4,83 (2,71)	0,858 (0,308)	0,194 (0,163)	0,284 (0,194)
<b>Horizonte A (total)<sup>2</sup></b>		29043,9 (8611,3)	2238,3 (591,5)	199,9 (70,1)	1695,9 (805,2)	168,1 (74,0)	2164,2 (1705,0)	9985,6 (3473,0)	125,9 (48,8)	21,17 (8,73)	6,71 (5,74)	12,17 (8,86)
<b>Suelo mineral (asimilable)<sup>3</sup></b>				13,15 (5,11)	225,93 (98,36)	95,48 (24,36)	38,66 (16,47)	425,94 (331,00)	17,42 (15,20)	1,503 (0,810)	1,537 (1,372)	0,721 (0,574)
<b>Suelo mineral (total)<sup>4</sup></b>		131051,4 (12438,2)	11709,5 (815,5)	1513,9 (469,5)	15048,7 (5549,5)	1394,76 (1081,3)	17428,2 (6908,8)	88385,9 (41155,3)	1142,9 (692,1)	183,98 (42,59)	47,36 (19,25)	91,06 (69,35)

<sup>1</sup> Cantidad de nutriente contenido en el Horizonte A del suelo en forma asimilable (extracción Mehlich III).

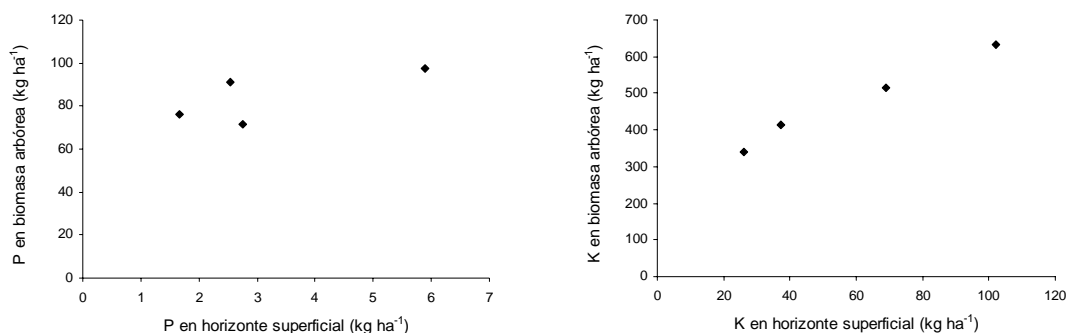
<sup>2</sup> Cantidad de nutriente contenido en el Horizonte A del suelo en forma "casi" total (digestión con HNO<sub>3</sub>).

<sup>3</sup> Cantidad de nutriente contenido en todos los horizontes minerales del suelo en forma asimilable (extracción Mehlich III).

<sup>4</sup> Cantidad de nutriente contenido en todos los horizontes minerales del suelo en forma "casi" total (digestión con HNO<sub>3</sub>).

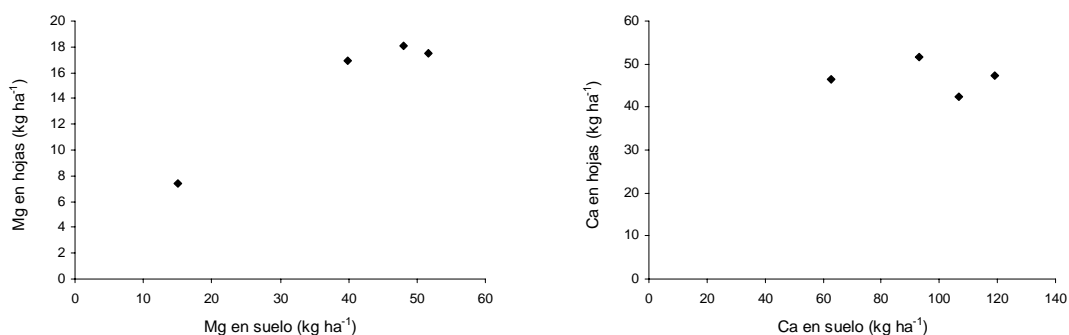
El horizonte orgánico acumuló el 32 % del P y el 24 % del Ca y del Mg (Tabla 78) presentes en el sistema. Esto refleja la importancia que desde el punto de vista nutricional desempeña esta fracción, especialmente en las masas naturales (Lugo et al., 1990; Fölster y Khanna, 1997). De esta forma, el horizonte orgánico de las carballeiras acumula del orden de dos a tres veces más cantidad de nutrientes que el de los sistemas de *Pinus pinaster* o *Eucalyptus globulus*, debido a mayores niveles de biomasa, así como a concentraciones más altas de los elementos. Esta menor concentración de nutrientes en el mantillo de las plantaciones de especies de crecimiento rápido ya ha sido puesta de manifiesto por otros autores, que atribuían esta circunstancia al mayor grado de traslocación de los nutrientes en las hojas previa a su abscisión y caída al suelo (Binkley et al., 1997). La mayor acumulación de material en el mantillo de las masas de roble se puede explicar por la mayor biomasa de ramas y hojas en esta especie. Estas consideraciones son especialmente importantes en el caso del roble, ya que hasta no hace muchos años era una práctica muy habitual el trasmochar los árboles y emplear las ramas como combustible en consumo doméstico, así como el emplear importantes cantidades de mantillo como cama de ganado o como combustible.

Las cantidades de P, Ca, y fundamentalmente K, fijadas en la biomasa arbórea estuvieron significativamente relacionadas con las cantidades disponibles de estos elementos en el horizonte mineral superficial ( $r = 0,75, 0,71$  y  $0,99$  respectivamente,  $p < 0,05$ ) (Figura 34).



**Figura 34.** Representación gráfica de las cantidades de P y K acumuladas en la biomasa arbórea frente a las cantidades asimilables en el horizonte mineral superficial.

También se ha encontrado una elevada correlación entre las cantidades de Mg y Ca presentes en las hojas y las cantidades asimilables en el suelo ( $r = 0,99$  y  $0,76$  respectivamente,  $p < 0,05$ ) (Figura 35).



**Figura 35.** Representación gráfica de las cantidades de Mg y Ca acumuladas en las hojas de roble frente a las cantidades asimilables en el suelo.

El contenido de algunos nutrientes en la biomasa arbórea parece un reflejo de la disponibilidad de esos nutrientes en el suelo. De esta forma, las cantidades biomasa acumuladas en el estrato arbóreo están significativamente correlacionadas con las cantidades asimilables de P, K y Mg en los suelos ( $r = 0,98$ ,  $0,90$  y  $0,76$  respectivamente,  $p < 0,05$ ).

### 4.3. IMPLICACIONES DEL APROVECHAMIENTO DE LA BIOMASA ARBÓREA SOBRE EL ESTADO NUTRICIONAL DE LOS SISTEMAS DE *Eucalyptus globulus* Y *Pinus pinaster*

De forma complementaria a la caracterización de la distribución nutricional de los sistemas forestales de las tres especies consideradas en este trabajo se realizó una aproximación al estudio de la estabilidad nutricional de las masas de *Eucalyptus globulus* y *Pinus pinaster*. Para ello se plantearon diferentes simulaciones que permitieron estandarizar el estado nutricional de los sistemas de eucalipto y pinaster para una edad de 18 y 40 años respectivamente, comparando el almacenamiento de elementos en la biomasa forestal con respecto a las reservas del suelo. Se realizó en segundo término una aproximación al balance nutricional de estos sistemas, integrando en él otras entradas y salidas de nutrientes, además de las ya referidas al manejo de la biomasa arbórea. Finalmente, y también mediante diferentes simulaciones, se ha

evaluado el efecto de distintas alternativas selvícolas y operaciones de aprovechamiento sobre la extracción de nutrientes en estas masas a lo largo del turno.

### 4.3.1. Cantidad de nutrientes en la biomasa arbórea y su relación con las reservas del suelo

Uno de las operaciones comúnmente empleadas a la hora de valorar la estabilidad nutricional de un sistema forestal consiste en comparar la cantidad de nutrientes almacenada en la biomasa arbórea y la disponible en el suelo (Turner y Lambert, 1983; Fassbender y Bornemisza, 1997). Estos datos permiten calcular las cantidades de nutrientes extraídas en el aprovechamiento forestal y compararlas con las reservas del suelo.

Se determinó la caracterización nutricional de los diferentes componentes de las masas de *Eucalyptus globulus* y *Pinus pinaster* considerando la biomasa acumulada a los 18 y 40 años respectivamente. En el caso del pino también se incluye en el balance la biomasa extraída en las claras.

#### 4.3.1.1. *Eucalyptus globulus*

Las concentraciones de nutrientes en *Eucalyptus globulus*, al igual que sucede con *Pinus pinaster*, descienden generalmente según el siguiente orden: hojas/acículas >> ramillos > corteza > ramas finas > ramas gruesas >> madera (Tabla 79).

**Tabla 79.** Concentración de nutrientes (mg g<sup>-1</sup>) en las fracciones arbóreas empleadas en las simulaciones para estudiar la incidencia de aspectos selvícolas y operaciones de aprovechamiento en el estado nutricional de los sistemas forestales de *Eucalyptus globulus* (E.g.) y *Pinus pinaster* (P.p.). Se presentan los datos medios obtenidos a partir de los valores de las seis masas estudiadas en cada especie. Las letras distintas indican diferencias significativas entre ambas especies para un nivel de significación p < 0,05.

Fracción	N (mg g <sup>-1</sup> )		S (mg g <sup>-1</sup> )		P (mg g <sup>-1</sup> )		K (mg g <sup>-1</sup> )		Ca (mg g <sup>-1</sup> )		Mg (mg g <sup>-1</sup> )	
	<i>E.glo.</i>	<i>P.pin.</i>	<i>E.glo.</i>	<i>P.pin.</i>	<i>E.glo.</i>	<i>P.pin.</i>	<i>E.glo.</i>	<i>P.pin.</i>	<i>E.glo.</i>	<i>P.pin.</i>	<i>E.glo.</i>	<i>P.pin.</i>
Hojas	14,8	15,2	0,8	1,1	0,6	0,5	3,8	3,4	6,3b	1,5a	1,8b	1,0a
Ramillos	6,1	6,9	0,4	0,8	0,4	0,3	3,9b	2,5a	8,2b	2,7a	1,5b	1,0a
R. fina	3,9	4,5	0,2a	0,5b	0,2	0,2	2,2ab	1,7a	3,3b	2,5b	0,9	0,7
R. gruesa	3,5b	2,7ab	0,2	0,2	0,2	0,1	1,7b	0,9a	2,2b	1,5b	0,8	0,6
Corteza	4,5	3,7	0,1	0,3	0,2	0,1	2,5ab	0,9a	6,6b	0,9a	2,4	0,4
Madera	1,6	1,5	0,1a	0,2b	0,1	0,1	0,7	0,7	0,6	0,5	0,2	0,3
Mantillo	12,3	11,7	1,0	1,3	0,3	0,3	1,0	0,6	3,4a	2,0b	1,1	0,9

Fracción	Fe (mg g <sup>-1</sup> )		Mn (mg g <sup>-1</sup> )		Cu (mg g <sup>-1</sup> )		Ni (mg g <sup>-1</sup> )		Zn (mg g <sup>-1</sup> )		B (mg g <sup>-1</sup> )	
	<i>E.glo.</i>	<i>P.pin.</i>	<i>E.glo.</i>	<i>P.pin.</i>	<i>E.glo.</i>	<i>P.pin.</i>	<i>E.glo.</i>	<i>P.pin.</i>	<i>E.glo.</i>	<i>P.pin.</i>	<i>E.glo.</i>	<i>P.pin.</i>
Hojas	0,4	2,5	2,4	4,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,9	0,1	0,2
Ramillos	0,1	2,7	0,7	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0
R. fina	0,14	2,1	2,2	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,3	0,0	0,1
R. gruesa	2,1	8,7	4,7	3,5	0,0	0,1	0,0	0,0	0,2	0,9	0,0	0,1
Corteza	0,3	2,5	6,4	1,3	0,0	0,1	0,0	0,0	0,8	1,3	0,1	0,1
Madera	4,9	15,9	7,5	12,2	0,2	0,3	0,1	0,2	3,3	2,9	0,1	0,2
Mantillo	49,3	189,4	6,1	9,2	0,2	0,3	0,1	0,2	2,7	8,1	0,1	0,1

*E.glo.*: *Eucalyptus globulus*  
*P.pin.*: *Pinus pinaster*

Pese a mostrar un patrón de distribución similar, se registraron diferencias significativas entre ambas especies para las concentraciones K, Na, Ca, Mg, Al, Zn y Cu. Son destacables las elevadas concentraciones de Ca y Mg observadas en todas las fracciones de *Eucalyptus globulus*, especialmente en la corteza. Aunque la metodología de muestreo empleada en este trabajo no fue diseñada siguiendo este objetivo, los análisis foliares no revelaron diferencias atribuibles al material geológico de partida en ninguna de las dos especies. *Eucalyptus globulus* mostró mayores concentraciones en Ca, Mg, Mn y Cu en esta fracción foliar que *Pinus pinaster*, aunque los niveles resultaron deficitarios en P y Ca, de modo similar a lo que ya se registró en otros estudios en Galicia (Merino et al., 2003b).

La producción anual de biomasa arbórea y de biomasa de madera de tronco a lo largo de la rotación (18 años) alcanzó un promedio de 13 y 10,7 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> respectivamente. Esta elevada proporción de madera implica que esta fracción sea la que contiene la mayor parte del N, P y K del árbol. Destaca también el papel de la corteza del tronco en cuanto a acumulación de Ca y Mg (Tabla 80).

**Tabla 80.** Distribución de nutrientes en los sistemas de *Eucalyptus globulus* de Galicia. Los datos que se recogen son la media de las seis masas estudiadas (entre paréntesis, valor de la desviación típica). Datos de biomasa acumulada en estas masas a la edad de 18 años.

Fracción	Biomasa	C	N	S	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	
	Mg ha <sup>-1</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>	kg ha <sup>-1</sup>											
Biomasa arbórea	Hojas	4,6 (1,1)	2,2 (0,6)	71,0 (24,0)	3,6 (1,3)	2,7 (1,2)	18,2 (5,8)	23,5 (10,1)	8,7 (4,0)	0,4 (0,2)	2,1 (1,4)	0,1 (0,0)	0,03 (0,01)	0,004 (0,002)
	Ramas	19,2 (3,0)	8,4 (1,5)	72,8 (17,4)	4,3 (2,6)	4,3 (2,5)	41,5 (9,6)	48,8 (16,1)	18,1 (10,0)	2,5 (5,4)	7,6 (4,1)	0,4 (0,3)	0,06 (0,04)	0,015 (0,018)
	Corteza	16,7 (2,3)	7,0 (1,5)	80,4 (67,5)	2,3 (0,5)	3,6 (1,3)	41,6 (13,2)	94,8 (46,4)	40,3 (9,5)	0,3 (0,1)	6,0 (7,6)	0,2 (0,2)	0,02 (0,01)	0,003 (0,004)
	Madera	192,9 (48,1)	84,0 (20,6)	380,0 (347,7)	16,6 (12,5)	10,0 (16,3)	146,4 (46,1)	111,1 (45,5)	36,5 (11,8)	5,0 (3,5)	7,5 (5,6)	3,9 (4,7)	0,17 (0,07)	0,045 (0,046)
	<b>Total árbol</b>	<b>233,4</b> (51,3)	<b>101,6</b> (22,9)	<b>604,2</b> (352,7)	<b>26,8</b> (13,3)	<b>30,6</b> (20,2)	<b>247,7</b> (53,2)	<b>278,2</b> (91,1)	<b>103,5</b> (27,4)	<b>8,6</b> (5,9)	<b>23,1</b> (17,8)	<b>4,6</b> (4,7)	<b>0,28</b> (0,06)	<b>0,066</b> (0,046)
Mantillo	33,2 (15,6)	16,6 (7,6)	474,4 (279,9)	37,3 (26,3)	12,9 (8,4)	29,9 (17,8)	74,2 (54,9)	30,0 (10,6)	40,2 (40,4)	2,9 (1,0)	2,0 (2,0)	0,18 (0,14)	0,084 (0,075)	
Suelo	Horizonte A (asimilable) <sup>1</sup>					8,7 (7,6)	46,1 (15,9)	47,2 (18,2)	23,3 (21,2)	365,7 (90,9)	4,3 (3,9)	1,0 (0,3)	0,60 (0,16)	0,58 (0,38)
	Horizonte A (total) <sup>2</sup>	110,7 (61,2)	6985,0 (2883,0)	497,3 (129,3)	229,3 (110,8)	1253,2 (1071,0)	1105,0 (2154,0)	2545,7 (7783,6)	11979,3 (5788)	68,8 (42,0)	21,9 (11,2)	3,8 (1,5)	6,1 (5,8)	
	Suelo mineral (asimilable) <sup>3</sup>				71,3 (91,0)	103,1 (32,1)	124,2 (38,0)	54,0 (37,1)	838,1 (241,3)	11,7 (10,0)	1,8 (0,5)	2,08 (1,18)	1,72 (1,02)	
	Suelo mineral (total) <sup>4</sup>	275,0 (116,0)	20718,0 (8649,1)	1290,1 (328,0)	946,3 (536,0)	4346,8 (2728,8)	3207,1 (5267,0)	7784,0 (8938,1)	47748 (28335)	382,0 (322,0)	101,5 (32,6)	13,1 (9,0)	25,8 (24,6)	

<sup>1</sup> Cantidad de nutriente contenido en el Horizonte A del suelo en forma asimilable (extracción Mehlich III).

<sup>2</sup> Cantidad de nutriente contenido en el Horizonte A del suelo en forma "casi" total (digestión con HNO<sub>3</sub>).

<sup>3</sup> Cantidad de nutriente contenido en todos los horizontes minerales del suelo en forma asimilable (extracción Mehlich III).

<sup>4</sup> Cantidad de nutriente contenido en todos los horizontes minerales del suelo en forma "casi" total (digestión con HNO<sub>3</sub>).

Un aspecto destacable de los sistemas de *Eucalyptus globulus* es que el horizonte orgánico del suelo juega un importante papel en el almacenamiento de diferentes elementos. En este sentido, almacena cantidades de N, S, P, Fe, Cu y Ni muy similares a las presentes en el total de la biomasa arbórea. Además, también hay que destacar la acumulación de P, Ca y Mg, en cantidades comparables a las presentes de forma asimilable en el suelo. Del mismo modo que en *Pinus pinaster*, la concentración de todos los elementos en el horizonte orgánico es menor que en las hojas, registrándose las mayores diferencias en K y las menores en N. Se observó que las reservas de N en el suelo (considerando no sólo la cantidad total, sino también la capacidad de mineralización de N, establecida en 1 % del total de este elemento en el suelo) son superiores a las cantidades de este elemento acumulados en la biomasa arbórea de las masas adultas. De hecho, parece que estos sistemas no están limitados por este elemento.

En una situación contraria se encontrarían P, K, Ca y Mg, dado que las reservas de estos elementos en forma asimilable en los suelos son inferiores a las correspondientes acumulaciones en la biomasa arbórea. Se observó que, sin considerar otras posibles entradas y salidas de estos elementos en el sistema, estas masas pueden conducir a balances negativos para la mayoría de macronutrientes.

A estudiar la dinámica nutricional de estos sistemas hay que tener en cuenta además que algunos autores han destacado la dificultad de determinar un nivel de deficiencia nutricional en plantaciones adultas de eucalipto, como consecuencia de la gran capacidad de aprovechamiento eficiente de los nutrientes limitantes que efectúa esta especie (Attiwill y Adams, 1996). Diferentes trabajos han puesto de manifiesto que en la mayor parte de las plantaciones el P es el principal elemento limitante. Se trata de un elemento cuya restitución es muy dependiente de la descomposición de los restos orgánicos, debido al escaso aporte a través de la atmósfera y de la alteración de la roca (González Esparcia et al., 1985; McLaughlin, 1996; Stewart et al., 1990; Brañas et al., 2001). Pero además, el P es a menudo el nutriente limitante de la fijación de N durante el establecimiento y las primeras fases de desarrollo de las plantas en el suelo, por lo que controla el incremento de la biomasa arbórea y la acumulación de materia orgánica en el suelo (McLaughlin, 1996). Esta situación se acentúa en Galicia al encontrar pH ácidos en el suelo que reducen considerablemente la disponibilidad de este elemento (Gil-Sotres y Díaz-Fierros, 1982; Calvo de Anta, 1992; Fernández Marcos, 1997).

#### **4.3.1.2. *Pinus pinaster***

Las simulaciones realizadas con el modelo de crecimiento y las ecuaciones de biomasa de *Pinus pinaster* permitieron determinar una producción anual de biomasa arbórea y de biomasa de madera de tronco a lo largo de la rotación (40 años) de 8,8 y 5,8 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> respectivamente, incluyendo en este análisis la biomasa extraída en las claras. La madera del tronco, debido a esta elevada proporción de biomasa con respecto al total del árbol, almacena las mayores cantidades de todos los elementos pese a presentar las menores concentraciones de la mayor parte de los nutrientes (Tabla 81).

Las fracciones de copa acumulan sin embargo un elevado porcentaje (> 40 %) del N total presente en el árbol. Las masas adultas de esta especie presentan una mayor acumulación de biomasa en las fracciones de copa que *Eucalyptus globulus*. De esta forma, a través de los restos de corta, en la corta final se restituyen importantes cantidades de N al sistema. Las masas de eucalipto generan menos residuos de corta al final del turno, pero a través de ellos se producen mayores tasas de retorno de Ca, Mn y Mg.

En lo que respecta al mantillo, su acumulación está positivamente correlacionada con la biomasa arbórea. Las cantidades de N, P, K, Ca y Mg que almacena esta fracción suponen alrededor de un tercio de las presentes en el total del sistema. La concentración de todos los elementos en este horizonte orgánico es menor que en las acículas, registrándose las mayores diferencias en K y las menores en N.

Atendiendo a esta distribución nutricional en las diferentes partes del sistema, y de forma análoga a lo que sucedía con *Eucalyptus globulus*, las masas de *Pinus pinaster* presentan inestabilidad con respecto a P, Mg, Ca y K, esto es, la cantidad de estos elementos acumulados en la biomasa arbórea son similares o superiores a las reservas disponibles presentes en los suelos, aspecto que también se corresponde con las deficiencias frecuentemente encontradas en las plantaciones de Galicia.

**Tabla 81.** Distribución de nutrientes en los sistemas de *Pinus pinaster* de Galicia. Los datos que se recogen son la media de las seis masas estudiadas (entre paréntesis, valor de la desviación típica). Datos de biomasa acumulada en estas masas a la edad de 40 años.

Fracción	Biomasa	C	N	S	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	
	Mg ha <sup>-1</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>	kg ha <sup>-1</sup>											
<b>Biomasa arbórea</b>	Acículas	16,2 (4,3)	8,0 (2,2)	239,6 (59,7)	11,9 (3,8)	8,8 (3,5)	55,4 (20,7)	22,8 (5,6)	17,0 (7,5)	2,5 (0,6)	4,6 (5,2)	1,1 (1,9)	0,047 (0,03)	0,014 (0,007)
	Ramas	48,9 (13,8)	23,8 (6,9)	161,8 (33,6)	12,3 (9,8)	7,4 (3,0)	60,9 (21,8)	87,9 (21,6)	32,7 (13,2)	14,0 (14,4)	6,0 (6,3)	2,2 (0,9)	0,140 (0,05)	0,039 (0,017)
	Corteza	42,9 (9,1)	22,2 (7,4)	169,8 (142,5)	3,4 (4,8)	5,0 (2,1)	35,2 (4,8)	38,3 (7,0)	17,3 (5,1)	3,0 (1,0)	1,6 (1,5)	1,6 (1,1)	0,082 (0,03)	0,016 (0,018)
	Madera	241,7 (56,9)	114,0 (28,8)	360,7 (138,4)	53,8 (82,5)	15,2 (9,1)	174,2 (69,4)	128,1 (42,5)	62,5 (19,9)	17,8 (23,3)	13,7 (13,2)	3,6 (4,8)	0,332 (0,16)	0,199 (0,150)
	<b>Total árbol</b>	<b>349,6</b> (84,0)	<b>168,0</b> (45,0)	<b>931,8</b> (348,5)	<b>81,4</b> (78,8)	<b>36,4</b> (17,0)	<b>325,8</b> (107,2)	<b>277,1</b> (63,3)	<b>129,6</b> (42,7)	<b>37,3</b> (36,7)	<b>25,9</b> (26,1)	<b>8,5</b> (7,4)	<b>0,602</b> (0,16)	<b>0,268</b> (0,178)
Mantillo	58,0 (21,0)	28,1 (10,0)	711,0 (34,4)	43,9 (34,8)	18,4 (6,0)	34,2 (14,2)	112,1 (33,6)	49,2 (19,0)	194,8 (147,2)	9,4 (10,8)	8,3 (9,4)	0,26 (0,086)	0,221 (0,091)	
<b>Suelo</b>	Horizonte A (asimilable) <sup>1</sup>				2,6 (1,4)	40,5 (15,0)	46,4 (29,9)	15,0 (8,4)	246,9 (60,0)	3,8 (6,6)	1,15 (1,30)	0,82 (0,31)	0,35 (0,09)	
	Horizonte A (total) <sup>2</sup>	61,8 (40,6)	3990,3 (2849,1)		141,4 (73,7)	1105,3 (356,3)	49,7 (24,3)	625,1 (503,8)	7466,3 (4185,6)	50,3 (52,0)	12,9 (7,7)	4,1 (3,0)	3,5 (2,4)	
	Suelo mineral (asimilable) <sup>3</sup>				7,0 (3,7)	77,5 (17,3)	91,7 (44,0)	27,0 (11,0)	627 (188)	19,9 (42,1)	1,5 (1,5)	2,2 (1,6)	0,81 (0,43)	
	Suelo mineral (total) <sup>4</sup>	115,2 (43,6)	7405,0 (3598)		451,4 (247,1)	3592,0 (1843,1)	115,3 (44,4)	2795,8 (3274,0)	27492,3 (21322,2)	272,6 (399,1)	53,6 (42,6)	17,7 (15,3)	17,4 (21,0)	

<sup>1</sup> Cantidad de nutriente contenido en el Horizonte A del suelo en forma asimilable (extracción Mehlich III)

<sup>2</sup> Cantidad de nutriente contenido en el Horizonte A del suelo en forma "casi" total (digestión con HNO<sub>3</sub>)

<sup>3</sup> Cantidad de nutriente contenido en todos los horizontes minerales del suelo en forma asimilable (extracción Mehlich III)

<sup>4</sup> Cantidad de nutriente contenido en todos los horizontes minerales del suelo en forma "casi" total (digestión con HNO<sub>3</sub>)

A modo de resumen, se puede afirmar que las agudas deficiencias en P, Mg y Ca observadas en las masas estudiadas de *Eucalyptus globulus* y *Pinus pinaster* están en relación con las bajas reservas de nutrientes disponibles en los horizontes minerales del suelo (P: 1-116 kg ha<sup>-1</sup>; K: 44-286 kg ha<sup>-1</sup>; Ca: 23-433 kg ha<sup>-1</sup>; Mg: 10-215 kg ha<sup>-1</sup>). Existe además una marcada dependencia entre las cantidades de nutrientes acumuladas en la biomasa arbórea y las disponibles de forma asimilable en los suelos. Esta circunstancia revela que estos sistemas han entrado ya en algunos casos en un rango crítico de suministro y reposición de algunos elementos. Sin embargo, pese a estas deficiencias nutricionales, la producción de estos sistemas se puede considerar como elevada, debido probablemente a que las dos especies realizan un uso bastante eficiente de los elementos disponibles en el suelo.

#### 4.3.2. Eficiencia nutricional e influencia en relación al manejo de la biomasa arbórea

La eficiencia nutricional hace referencia a la cantidad de nutrientes que el árbol extrae para producir una determinada cantidad de biomasa. Una especie mostrará mayor eficiencia nutricional cuanto menores sean sus demandas nutricionales para producir una mayor cantidad de biomasa. En la Tabla 82 se muestra la cantidad de los diferentes elementos que es necesario extraer para producir 1 tonelada de madera, 1 tonelada de madera y corteza, y 1 tonelada de biomasa arbórea, en la simulación de una sistema de *Pinus pinaster* llevado a 40 años, realizando cortas intermedias, y de una masa de *Eucalyptus globulus* con un turno de 18 años.

*Eucalyptus globulus* muestra una menor eficiencia nutricional para la mayoría de los elementos: N, P, K, Ca, Mg y Mn. Por el contrario, *Pinus pinaster* se comporta de una forma bastante efectiva, especialmente para P y Ca. Estos resultados están en consonancia con la menor concentración de nutrientes que normalmente se encuentra en el fuste de las coníferas en comparación con las especies del género *Eucalyptus* (Fölster y Khanna, 1997), y

demuestran el carácter frugal de *Pinus pinaster*, puesta de manifiesto por otros autores con anterioridad (Bará y Toval, 1983; Gandullo y Sánchez Palomares, 1994).

**Tabla 82.** Cantidad de nutrientes ( $\text{g ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) que demanda el arbolado para la producción de 1 Mg de madera y 1 Mg de biomasa total arbórea, en sistemas de *Pinus pinaster* con turnos de 40 años, considerando las cortas intermedias, y en sistemas de *Eucalyptus globulus* con rotación de 18 años.

		N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni
		----- $\text{g ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ -----									
1 t Madera	<i>E.glo.</i>	174,00	8,83	71,33	80,11	29,83	2,50	6,67	1,333	0,056	0,026
	<i>P.pin.</i>	96,38	3,78	33,70	28,65	13,40	3,85	2,68	0,875	0,050	0,025
1 t Madera y Corteza	<i>E.glo.</i>	160,17	8,11	65,67	73,72	27,44	2,28	6,11	1,222	0,053	0,024
	<i>P.pin.</i>	81,85	3,20	28,60	24,35	11,38	3,28	2,28	0,725	0,048	0,022
1 t Biomasa arbórea	<i>E.glo.</i>	143,83	7,28	58,94	66,22	24,61	2,06	5,50	1,111	0,049	0,022
	<i>P.pin.</i>	66,63	2,60	23,30	19,83	9,28	2,68	1,85	0,600	0,044	0,019

### 4.3.3. Balance nutricional de los sistemas de *Eucalyptus globulus* y *Pinus pinaster*

De acuerdo con lo propuesto por Fassbender y Bornemisza (1987), la alta proporción observada de nutrientes extraídos en relación a las reservas de los suelos confirman las condiciones limitantes en relación al estado nutricional que manifiestan los sistemas forestales de ambas especies. Este hecho está en consonancia con las frecuentes deficiencias nutricionales registradas en muchos de los suelos de estas masas (Bará, 1991; Brañas et al., 2000, Merino et al., 2003b).

Se ha procedido además a valorar el efecto del aprovechamiento forestal sobre el estado nutricional considerando no solo el ritmo de extracción debido al manejo de la biomasa arbórea (Tabla 83) sino también otros factores como la reposición de nutrientes a través de la atmósfera (precipitación atmosférica) y de la alteración mineral del suelo, y las pérdidas a través de las aguas de escorrentía. Para ello se han tenido en cuenta los datos aportados para tres cuencas de carácter granítico en Galicia por Dambrine et al. (2000). Estos valores se recogen en la Tabla 81, junto con los obtenidos en el presente estudio relativos a la distribución nutricional en los componentes arbóreos. De esta forma se ha podido estimar la tasa de alteración mínima que podría compensar la extracción de nutrientes para que no se produzca a medio-largo plazo un descenso de la cantidad de nutrientes en los suelos.

**Tabla 83.** Estimación de la extracción de nutrientes ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) a través de las operaciones de aprovechamiento (madera y corteza) bajo dos esquemas selvícolas: en *Eucalyptus globulus* ausencia de claras y una densidad inicial de 1600 o de 1110 pies  $\text{ha}^{-1}$ ; en *Pinus pinaster* densidades iniciales de 1250 pies  $\text{ha}^{-1}$  y claras fuertes, o bien densidad de 2100 pies  $\text{ha}^{-1}$  y claras débiles.

		N	P	K	Ca	Mg
		----- $\text{kg ha}^{-1}$ -----				
Densidad alta	<i>E.globulus</i> <sup>1</sup>	684,0	26,4	223,5	283,2	94,1
	<i>P.pinaster</i> <sup>2</sup>	512,5	19,8	214,3	172,7	83,0
Densidad baja	<i>E.globulus</i> <sup>1</sup>	703,5	26,6	225,2	284,5	94,4
	<i>P.pinaster</i> <sup>2</sup>	437,4	16,9	182,6	147,8	71,0

<sup>1</sup>Índice de sitio de 17 m a una edad de referencia de 10 años, y turno de 18 años; <sup>2</sup>Índice de sitio de 17 m a una edad de referencia de 20 años, y turno de 40 años

Inicialmente destacan las bajas tasas de liberación de K, Ca y Mg a través de la alteración mineral, consecuencia del escaso contenido de estos elementos en el material geológico de

partida. A pesar de que en estos suelos existen minerales que contienen K en su estructura, como la moscovita y el feldespato, las tasas de liberación de este elemento son además muy bajas debido a que el proceso de alteración de estos minerales es muy lento.

**Tabla 84.** Balance estimado para algunos elementos en masas adultas de *Pinus pinaster* (40 años) y *Eucalyptus globulus* (18 años).

		K	Ca	Mg	
		----- kg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> -----			
Entradas	Precipitación <sup>1</sup>	4,0	5	8,3	
	Alteración mineral <sup>1</sup>	3-6,5	5-8	2,5-3	
	Escorrentía <sup>1</sup>	2,0	3,4	7,1	
Salidas	Biomasa-MC <sup>2</sup>	<i>E. globulus</i>	10,4	11,4	4,3
		<i>P. pinaster</i>	5,1	4,0	1,9
	Biomasa-AC <sup>3</sup>	<i>E. globulus</i>	13,8	15,4	5,7
		<i>P. pinaster</i>	8,0	6,7	3,2

<sup>1</sup>Datos recogidos en Dambrine et al. (2000); <sup>2</sup>MC: aprovechamiento de madera y corteza; <sup>3</sup>AC: aprovechamiento de árbol completo

En lo que respecta a las masas de *Eucalyptus globulus*, la extracción de nutrientes como consecuencia del aprovechamiento de tronco o de árbol completo se tendría que compensar durante la rotación con el paso de nutrientes de las reservas totales del suelo a formas asimilables en unas cantidades que oscilan entre 8-11 kg ha<sup>-1</sup> para K, 10-15 para Ca y 3-4 para Mg. Estos valores son superiores a las actuales tasas de transferencia (Tabla 84). Esta circunstancia revela que la extracción de nutrientes que se produce durante el aprovechamiento tradicional de esta especie, y para los turnos que se manejan actualmente, parece que no puede ser compensada en su totalidad por la alteración mineral, por lo que cabe esperar a largo plazo una reducción de las reservas en los suelos. Estas tasas de transferencia necesarias para compensar las extracciones de nutrientes derivadas del aprovechamiento de *Pinus pinaster* se sitúan en unos valores claramente inferiores, del orden de 3-6 kg ha<sup>-1</sup> para K, 3-5 para Ca y 1-2 para Mg. Estas cantidades son menores que las generadas por la alteración mineral en esta región, lo que indica que, a diferencia de lo que sucedía con *Eucalyptus globulus*, la retirada de nutrientes debido al aprovechamiento de estas masas pueden ser compensadas en un alto grado por la alteración mineral. De esta forma, con el tipo de aprovechamiento y los turnos planteados para esta especie en la actualidad, es menos probable la reducción de las reservas de nutrientes en los suelos.

En los balances comentados anteriormente no se han incluido el N, el P y el S. Las salidas en disolución a través de las aguas de escorrentía de estos elementos son muy bajas, como consecuencia de la inmovilización microbiana en el suelo y, en el caso del P y S, de las reacciones con los componentes edáficos. En relación al N, los aportes naturales externos de este elemento provienen de la deposición atmosférica (estimada en Galicia entre 10 y 20 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) y de la fijación biológica. En este sentido, la presencia de algunas leguminosas en el sotobosque de estas masas (*Ulex* spp. y *Cytisus* spp. principalmente) puede suponer una fuente importante de fijación de N en estos sistemas. Watt et al. (2003) en plantaciones de *Pinus radiata* observaron tasas anuales de fijación de hasta 100 kg N ha<sup>-1</sup>, demostrando además el paso de parte de este N fijado al árbol. Hay que considerar además la elevada producción de N inorgánico debido a procesos de mineralización registrada en esta región, con valores de más de 1 % del N total (Pérez-Batallón et al., 2001). Además, en suelos ácidos se favorece la formación de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (en lugar de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), que es el ión de N preferido por estas especies forestales (Adams y Attiwill, 1982). Todo esto sugiere que, en caso de no darse la quema de restos (el N se pierde durante la combustión), este elemento no debe ser limitante para la

producción forestal en estos sistemas. Las elevadas concentraciones de este elemento en la biomasa forestal, especialmente en las hojas, parece confirmar esta circunstancia.

La situación del S es muy similar a la del N. Aunque no existen aportes por fijación biológica, la deposición atmosférica es una importante fuente de S, debido a la proximidad al mar y a la existencia de fuentes contaminantes.

En el caso del P la situación parece cambiar con respecto a los dos elementos anteriores. Los aportes atmosféricos y las tasas de alteración mineral son extremadamente bajas. La mayor parte del P presente en el suelo se encuentra ligado a la materia orgánica (en los suelos de Galicia se ha determinado que el 60-85 % del P en los suelos está complejo con la materia orgánica (Trasar-Cepeda et al., 1989), por lo que el acceso a este elemento en los sistemas forestales depende casi exclusivamente de los aportes de restos orgánicos vegetales. Con todo esto, las elevadas extracciones de P derivadas del aprovechamiento forestal resultan inevitables, siendo la fertilización una de las alternativas para la reposición de este elemento.

#### **4.3.4. Efecto de la selvicultura y de las operaciones de aprovechamiento en la extracción de nutrientes a lo largo del turno en sistemas de *Pinus pinaster* y *Eucalyptus globulus***

El manejo intensivo de las especies forestales de crecimiento rápido implica generalmente la consideración de turnos reducidos y el aprovechamiento de una gran parte de la biomasa arbórea. Estos aspectos pueden implicar en muchos casos la extracción de una importante proporción de nutrientes del sistema, que puede derivar en la pérdida del equilibrio nutricional de estos sistemas a largo plazo. El análisis del impacto de las operaciones selvícolas y de aprovechamiento forestal resulta fundamental para corregir estas posibles deficiencias y para establecer unos criterios de sostenibilidad para estas masas.

##### **4.3.4.1. Influencia del tipo de especie y de la calidad de estación sobre la tasa de extracción de nutrientes**

Las simulaciones planteadas en este trabajo revelan las mayores tasas de extracción anuales de P en eucalipto, circunstancia que se repite para K, Mg, y especialmente Ca, donde se observan niveles medios de extracción anual hasta cuatro veces superiores, lo que pone de manifiesto la mayor frugalidad de *Pinus pinaster*.

Las extracciones obtenidas para las masas de *Eucalyptus globulus* están dentro del rango observado en la bibliografía. Así Judd (1996) encontró extracciones medias superiores de K, Ca y Mg en plantaciones de 20 años de *Eucalyptus grandis* con aprovechamiento de madera y corteza (17,7, 42,7 y 6,5 Kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente), y del mismo orden para el caso del P (1,1 Kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>). La acumulación de nutrientes en la biomasa es similar a los valores que ofrecen Pereira et al. (1996) para *Eucalyptus globulus* de 11 años, a excepción de la mayor acumulación de Mg (234 Kg ha<sup>-1</sup>) en Portugal. Sin embargo, las proporciones de nutrientes inmovilizados en la madera respecto a la biomasa arbórea son superiores al 25 % dado como norma por Pereira y Sardiña (1984), resultando ser superiores al 50 % en P y K, y al 28 % en el caso de Ca y Mg. Mendham et al. (2003), en masas de *Eucalyptus globulus* aprovechadas a los 8 años, registraron valores de 30 a 51 Mg ha<sup>-1</sup> de fracciones de copa (restos de corta).

Se han observado diferencias importantes de acumulación y extracción de nutrientes para las dos calidades de *Eucalyptus globulus* consideradas. Como promedio para todos los nutrientes estudiados, la extracción media anual se reduce en un 52 % en la calidad baja respecto a la alta, siempre considerando el aprovechamiento de madera y corteza. Dicho porcentaje es del 33 % en *Pinus pinaster*. Si bien esos valores dependen de las calidades concretas seleccionadas

para efectuar la simulación, en eucalipto no se han seleccionado calidades extremas, por lo que puede concluirse que este efecto en esta especie es aún más intenso.

La clásica selvicultura de eucalipto en monte bajo, caracterizada por la ausencia de claras, implica que no se produzca una recirculación de nutrientes derivada de restos de cortas parciales. En este sentido, el estado nutricional de las plantaciones parece que únicamente sería mejorable mediante fertilizaciones de reposición. El proceso natural de caída de tiras de corteza o de poda natural de las ramas inferiores, que resulta intenso en estaciones pobres, resulta fundamental en la recirculación de nutrientes y por tanto en el crecimiento de plantaciones a partir de la tangencia de copas (Grove et al, 1996), aunque este aspecto no se ha evaluado en el presente trabajo. Considerando los resultados de este estudio, y pese a que se ha indicado que el eucalipto puede presentar asociaciones micorrícicas que le faciliten la absorción de nutrientes en suelos relativamente pobres (Grove et al, 1996), parece recomendable evitar su plantación en suelos poco fértiles, de mayor aptitud para *Pinus pinaster*.

#### **4.3.4.2. Influencia del manejo de la densidad de la masa y de la duración del turno**

Diferentes estudios han puesto de manifiesto que la retirada de nutrientes disminuye con la reducción de la densidad de la masa y con el incremento del turno, especialmente en el caso de especies del género *Eucalyptus* (Fassbender y Bornemisza, 1987; Fölster y Khanna, 1997). Otros autores han observado además buenos resultados desde el punto de vista económico con la puesta en práctica de esquemas selvícolas diseñados para producir trozas de grandes dimensiones (Rodríguez Soalleiro et al., 2002).

El reducir la duración de la rotación implica una disminución más rápida de los nutrientes y de la materia orgánica. Una de las razones para explicar esta circunstancia radica en que los árboles son cortados en el punto de inflexión de la sigmoide que representa el crecimiento acumulado del árbol. Además, la biomasa foliar (y el capital nutritivo de la copa) se estabiliza después de la tangencia de copas. De esta forma, si se realiza el aprovechamiento del árbol completo, varias rotaciones cortas pueden implicar la extracción de varias veces más biomasa foliar que una única rotación de larga duración, ya que las fracciones de copa suponen una elevada proporción de la biomasa arbórea en los individuos jóvenes (Powers et al., 1990b). Switzer et al. (1981) observaron que en el caso de aprovechar toda la biomasa arbórea, en plantaciones de *Pinus taeda* con rotaciones de 20 años, se llegaban a retirar tres cuartas partes más de biomasa, el doble de N y un poco más de Ca que si la rotación planteada se prolongase hasta los 60 años. Aún así, estas cantidades suponían menos del 10 % del N y del Ca del total del sistema.

Con respecto a las dos densidades iniciales planteadas en las simulaciones realizadas para eucalipto (1600 y 1110 pies ha<sup>-1</sup>), y si se considera el aprovechamiento únicamente del tronco, las cantidades de biomasa y nutrientes retiradas del sistema son muy similares en los dos casos (Tabla 85). Se produce sin embargo una cierta variación en las proporciones relativas de los diferentes componentes, a favor de las ramas gruesas y de las hojas como consecuencia del mayor espaciamiento, como cabría esperar. Las tasas medias anuales de extracción se incrementan de un 5 a un 10 %, según el elemento considerado, al prolongar el turno de corta de 13 a 16 años, debido a que a esa edad no se ha alcanzado el turno de máxima renta en especie (Tabla 85). El prolongar el turno hasta 25 ó 30 años posiblemente implicaría una reducción importante de la extracción media de nutrientes, aunque esta hipótesis no ha podido simularse debido a la ausencia de modelos de crecimiento para esta especie en la región que consideren estos mayores turnos. Además, este tipo de práctica se enmarca en una selvicultura de monte alto todavía poco experimentada en Galicia. En este sentido, varios autores han

observado en bosques naturales de eucalipto con turnos de corta elevados (alrededor de 80 años) unas tasas anuales de extracción menores que en plantaciones a turno corto, resultando además los balances positivos como consecuencia de las elevadas deposiciones atmosféricas de nutrientes (Turner y Lambert, 1986).

**Tabla 85.** Cantidad de nutrientes (kg ha<sup>-1</sup>) acumulados en la biomasa arbórea y extraídos en la corta final en sistemas de *Eucalyptus globulus* para diferentes turnos, marcos de plantación, calidades de estación y tipos de aprovechamiento de la biomasa arbórea.

Calidad	Espaciamiento inicial	Tipo de extracción*	Turno	Acumulado en biomasa arbórea				Extraído en corta final			
				P	K	Ca	Mg	P	K	Ca	Mg
Calidad II	2,5 x 2,5 m (1600 pies ha <sup>-1</sup> )	MC	13	26,0	226,2	308,5	98,84	19,5	166,5	216,1	72,1
		MC	16	33,9	292,0	388,5	124,9	26,4	223,5	283,2	94,1
		M	13	26,0	226,2	308,5	98,84	16,3	126,9	108,7	32,6
		M	16	33,9	292,0	388,5	124,9	22,4	173,9	149,0	44,7
		MCRg	13	26,0	226,2	308,5	98,8	21,9	189,3	245,0	82,3
		MCRg	16	33,9	292,0	388,5	124,9	29,2	250,9	318,0	106,4
	3 x 3 m (1100 pies ha <sup>-1</sup> )	MC	13	27,1	235,9	323,0	102,9	19,6	166,6	215,3	71,8
		MC	16	35,5	305,5	408,2	130,6	26,6	225,2	284,5	94,4
		M	13	27,1	235,9	323,0	102,9	16,4	127,4	109,2	32,7
		M	16	35,5	305,5	408,2	130,6	22,6	175,8	150,7	45,2
		MCRg	13	27,1	235,9	323,0	102,9	22,3	192,9	248,7	83,6
		MCRg	16	35,5	305,5	408,2	130,6	29,9	257,1	325,0	108,7
Calidad IV	2,5 x 2,5 m (1600 pies ha <sup>-1</sup> )	MC	13	13,4	120,3	175,1	55,3	9,0	78,3	108,5	36,6
		MC	16	17,0	151,0	214,6	68,2	12,0	103,3	139,6	46,9
		M	13	13,4	120,3	175,1	55,3	7,2	55,9	47,94	14,4
		M	16	17,0	151,0	214,6	68,2	9,7	75,6	64,82	19,4
		MCRg	13	13,4	120,3	175,1	55,3	10,5	92,4	126,4	42,9
		MCRg	16	17,0	151,0	214,6	68,2	13,7	120,1	161	54,5
	3 x 3 m (1100 pies ha <sup>-1</sup> )	MC	13	13,6	122,5	179,1	56,0	8,6	74,5	102,7	34,6
		MC	16	19,4	171,5	244,5	76,9	12,7	108,7	145,3	48,8
		M	13	13,6	122,5	179,1	56,0	6,9	53,5	45,86	13,7
		M	16	19,4	171,5	244,5	76,9	10,4	80,5	69,01	20,7
		MCRg	13	13,6	122,5	179,1	56,0	10,2	90,3	122,7	41,7
		MCRg	16	19,4	171,5	244,5	76,9	14,9	130,6	173,2	58,6

\* , MC: madera y corteza; M: madera; MCRg: madera, corteza y ramas gruesas.

Las simulaciones realizadas para *Pinus pinaster* en el caso del aprovechamiento de tronco revelan que las extracciones medias totales son considerablemente menores para la selvicultura de baja densidad (Tabla 86). El porcentaje de reducción es de 5,6 a 14,8 %, con los mayores porcentajes de reducción afectando al P, que es el elemento más limitante. También este factor mostró un efecto relevante en la recirculación de nutrientes provocada por los restos de cortas intermedias. Así, se recircula una cantidad doble de nutrientes si se aplica un régimen de claras fuertes. Los programas que plantean bajas densidades y pocas cortas intermedias pero intensas, implican un retorno más homogéneo a lo largo de la rotación, además de un mayor ratio entre la cantidad de nutrientes que vuelve al sistema a través de los restos de corta de las claras y los correspondientes a la corta final. Por el contrario, plantear mayores densidades iniciales y claras más numerosas pero más débiles, supone unas mayores cantidades de nutrientes inmovilizados durante más tiempo en la biomasa arbórea, de forma que, alcanzado el turno, se produce una extracción instantánea muy intensa, y se aportan mayores cantidades de restos de corta al mismo tiempo. De esta forma, y siempre que consideremos el aprovechamiento de tronco (madera y corteza), el 27-30 % del total de restos devueltos al suelo a lo largo de la rotación corresponden a las claras, y el resto a la corta final.

**Tabla 86.** Cantidad de nutrientes (kg ha<sup>-1</sup>) extraídos y reciclados en masas de *Pinus pinaster* a lo largo de la rotación, para diferentes turnos, densidades de masa, calidades de estación y tipos de aprovechamiento de la biomasa arbórea.

Calidad	Densidad <sup>1</sup>	Tipo de extracción*	Turno	Extraído en claras				Reciclado en claras				Extraído en corta final			
				P	K	Ca	Mg	P	K	Ca	Mg	P	K	Ca	Mg
Calidad 17	Alta	MC	30	1,9	19,4	16,2	7,7	1,8	12,8	10,2	4,4	12,2	132,4	107,2	51,5
		MC	40	1,9	19,4	16,2	7,7	1,8	12,8	10,2	4,4	17,9	194,9	156,5	75,3
		M	30	1,3	14,9	11,3	5,5	2,4	17,3	15,1	6,5	9,6	111,8	84,6	41,5
		M	40	1,3	14,9	11,3	5,5	2,4	17,3	15,1	6,5	14,4	168,3	127,4	62,5
		MCRg	30	1,9	19,5	16,3	7,8	1,8	12,7	10,1	4,3	14,7	153,0	140,0	64,5
		MCRg	40	1,9	19,5	16,3	7,8	1,8	12,7	10,1	4,3	21,5	225,5	205,3	94,8
	Baja	MC	30	3,5	36,5	30,4	14,5	4,1	29,0	25,7	10,9	9,8	106,5	86,0	41,3
		MC	40	3,5	36,5	30,4	14,5	4,1	29,0	25,7	10,9	13,4	146,1	117,4	56,5
		M	30	2,4	28,3	21,4	10,5	5,1	37,3	34,7	14,9	7,7	90,5	68,5	33,6
		M	40	2,4	28,3	21,4	10,5	5,1	37,3	34,7	14,9	10,8	125,7	95,2	46,7
		MCRg	30	3,8	39,2	34,7	16,2	3,8	26,4	21,4	9,2	11,9	124,2	114,3	52,6
		MCRg	40	3,8	39,2	34,7	16,2	3,8	26,4	21,4	9,2	16,3	170,6	156,5	72,1
Calidad 13	Alta	MC	30	1,1	10,9	9,2	4,4	1,2	8,2	6,3	2,7	8,4	89,0	73,3	35,0
		MC	40	1,1	10,9	9,2	4,4	1,2	8,2	6,3	2,7	12,1	129,4	105,6	50,6
		M	30	0,7	8,1	6,13	3,0	1,5	11,0	9,4	4,0	6,1	71,5	54,1	26,6
		M	40	0,7	8,1	6,13	3,0	1,5	11,0	9,4	4,0	9,2	106,9	80,9	39,7
		MCRg	30	1,1	10,9	9,2	4,4	1,2	8,2	6,3	2,7	9,6	98,9	89,1	41,3
		MCRg	40	1,1	10,9	9,2	4,4	1,2	8,2	6,3	2,7	14,1	146,5	132,8	61,4
	Baja	MC	30	2,2	22,4	19,0	9,0	3,0	21,5	18,9	7,9	6,5	68,9	56,9	27,1
		MC	40	2,2	22,4	19,0	9,0	3,0	21,5	18,9	7,9	9,6	103,0	84,2	40,3
		M	30	1,4	16,6	12,6	6,2	3,8	27,3	25,3	10,7	4,7	55,0	41,6	20,4
		M	40	1,4	16,6	12,6	6,2	3,8	27,3	25,3	10,7	7,2	84,5	63,9	31,4
		MCRg	30	2,3	23,5	20,7	9,7	2,9	20,4	17,2	7,2	7,8	79,5	73,8	33,9
		MCRg	40	2,3	23,5	20,7	9,7	2,9	20,4	17,2	7,2	11,7	120,2	111,6	51,2

<sup>1</sup>, Densidad alta: densidad inicial de plantación de 2100-2500 pies ha<sup>-1</sup>; densidad baja: densidad inicial de plantación de 1250-1300 pies ha<sup>-1</sup>; \*, MC: madera y corteza; M: madera; MCRg: madera, corteza y ramas gruesas.

Numerosas experiencias han puesto de manifiesto el incremento de la descomposición de la materia orgánica y de la disponibilidad de nutrientes tras las claras, con aumentos en las concentraciones foliares de la masa principal, derivados bien de la mayor disponibilidad en el suelo, bien de una reducción de la competencia, lo que supondría una mejora del estado nutricional del arbolado (Thibodeau et al., 2000; Hokka et al., 1996; Baeumler y Zech, 1999).

Los resultados de la simulación indican que las cantidades totales de P y K extraídas en los sistemas de *Pinus pinaster* para una selvicultura de alta densidad, considerando el aprovechamiento tradicional de madera y corteza, supera a la que corresponde a una selvicultura de baja densidad planteando el aprovechamiento adicional de ramas gruesas. De todo ello se deriva que la selvicultura practicada tiene una importancia determinante en las extracciones de nutrientes, especialmente la reducción gradual de la densidad en los esquemas progresivos con la ejecución de cortas intermedias, manteniendo la espesura en unos niveles adecuados.

En lo que respecta a la incidencia de la duración del turno en *Pinus pinaster*, las extracciones medias son muy similares para los turnos ensayados en cada alternativa, si bien estos valores siguen creciendo entre los 30 y los 40 años, lo que revela una relación directa con el turno de máxima renta en especie. Se puede concluir que un ligero aumento del turno no tiene por sí solo una marcada influencia en la extracción de nutrientes de estos sistemas. Por otra parte, no es conveniente proponer turnos mucho más prolongados debido a la proliferación de problemas sanitarios en las masas de pino, pudiendo considerarse como adecuados unos turnos máximos de 50-60 años (Rodríguez Soalleiro, 1995).

#### 4.3.4.3. Influencia del tipo de aprovechamiento

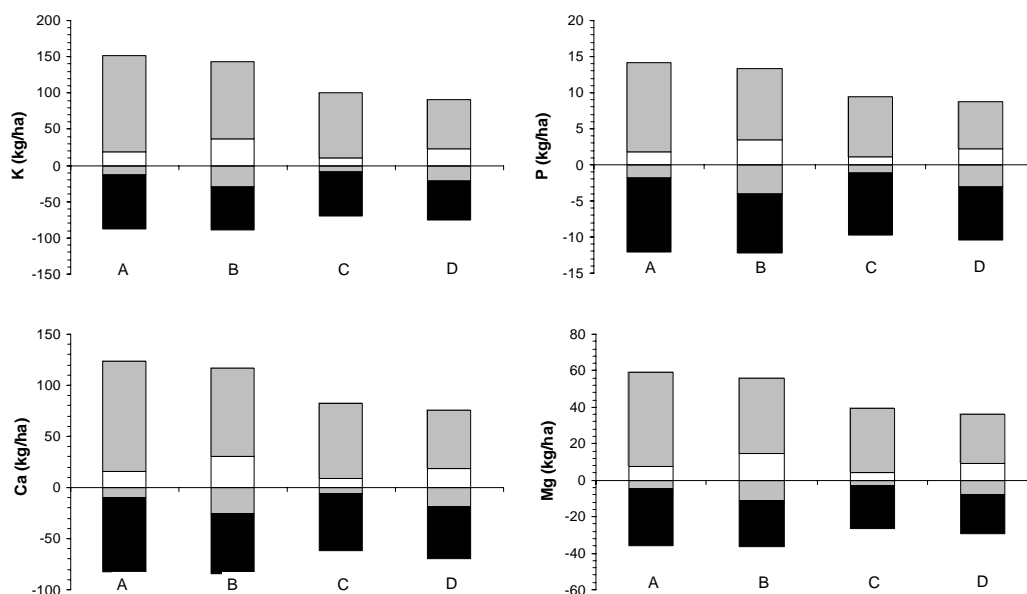
El creciente interés por utilizar la biomasa no maderable hace que sea necesario discutir las posibles implicaciones del aprovechamiento de estas fracciones en la economía nutricional del sistema forestal. En la Figura 36 y en las Tablas 85 y 86 se muestra la acumulación de nutrientes en las distintas fracciones de biomasa que se han considerado como aprovechables (madera, corteza, ramas gruesas), así como en el resto de los componentes arbóreos (ramas finas, ramillos y acículas), considerando cuatro posibilidades distintas de extracción: madera, madera y corteza, madera, corteza y ramas gruesas, y finalmente extracción del árbol completo.

Es en el eucalipto donde la influencia de las fracciones extraídas es más acusada, particularmente en el caso de Ca y Mg, y en particular para la fracción de corteza. El aprovechamiento actual más frecuente para esta especie en Galicia, centrado en la retirada de la totalidad de la madera y de la corteza del tronco, supone la extracción del 71-75 % de los elementos almacenados en el árbol en el momento de la corta (turnos de 18 años), debido especialmente a las altas concentraciones de Ca y Mg presentes en la corteza. En el caso de que esta fracción no se retirase, estos valores se reducirían hasta el 37-57 %.

La biomasa de ramas es bastante similar a la de corteza, pero acumula una cantidad de nutrientes sensiblemente inferior. Estos resultados indican la relevancia que la extracción de la corteza de eucalipto tiene desde el punto de vista nutricional, aspecto ya puesto de manifiesto por muchos autores, y generalizable a todos los eucaliptos de corteza fina (Judd et al, 1996; Herbert, 1996). Numerosas experiencias han puesto de manifiesto en sistemas con especies del género *Eucalyptus* la importancia que las fracciones arbóreas no maderables desempeñan en relación a la acumulación de nutrientes, destacando que su retirada del sistema puede derivar en la pérdida de una elevada proporción de los nutrientes disponibles. Ejemplos de estos estudios pueden ser los de *Eucalyptus terticornis* y *Eucalyptus grandis* en India (Sankaran et al., 2000) y *E. urograndis* en Brasil (Spangenberg et al., 1996). En ambos casos se comprobó que los procesos de entrada de elementos al sistema no compensaban las pérdidas provocadas por la retirada de los restos de corta.

De la simulación realizada en el presente trabajo se deriva que una extracción adicional de ramas gruesas quedaría sobradamente compensada para P, K, Ca y Mg por el esparcido de la corteza en el área de corta. Esta operación, que desde el punto de vista técnico y económico parece poco factible, se podría suplir con programas de fertilización. Mendham et al. (2003) observaron en masas de *Eucalyptus globulus* taladas a los 8 años que el mantener sobre el terreno los restos de corta (ramas y hojas) limitaba la pérdida de nutrientes tras la intervención y aumentaba la concentración especialmente de K, Ca y Mg en el suelo durante los siete años siguientes a la corta. Estos autores concluyeron que el mantenimiento de los restos de corta sobre el terreno contribuía a la mejora de la productividad a largo plazo del sistema en comparación con otro tipo de tratamientos como la quema de residuos.

La importante cantidad de P retirada de eucalipto (Tabla 85) no se puede reducir sensiblemente con el tipo de aprovechamiento, ya que la mayor parte del P de la biomasa arbórea se localiza en la madera (61,5 %). Puesto que el aporte de este elemento por alteración y deposición atmosférica es muy bajo, su suministro debería asegurarse mediante fertilización.



**Figura 36.** Cantidad total de nutrientes ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) extraídos en corta final (área rayada), extraídos en las claras (en blanco), devueltos al suelo a través de los restos de corta de las claras (en gris y con valores negativos), y devueltos al suelo a través de los restos de corta en la corta final (en negro y con valores negativos). Los datos corresponden a masas de *Pinus pinaster* con un turno de 30 años y aprovechamiento de madera y corteza. Se compara: A, calidad alta (17 m a los 20 años) y selvicultura de alta densidad; B, calidad alta y densidad de la masa baja; C, calidad baja (13 m a los 20 años) y densidad alta; D, calidad baja y densidad baja.

**Tabla 87.** Extracción media anual de nutrientes ( $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ ) a lo largo del turno en sistemas de *Eucalyptus globulus* (16 años) y *Pinus pinaster* (30 años) considerando el aprovechamiento de madera y corteza tanto en la corta final como en las cortas intermedias.

Elemento	<i>Eucalyptus globulus</i>	<i>Pinus pinaster</i>
Fósforo (P)	0,7-1,7	0,3-0,5
Potasio (K)	5,7-14,1	3,0-5,3
Calcio (Ca)	7,9-17,8	2,5-4,3
Magnesio (Mg)	2,7-5,9	1,2-2,1

El aprovechamiento convencional (madera y corteza de tronco), implica unas elevadas pérdidas de K, Zn, Ca y Mg en relación a las cantidades disponibles en los suelos, y supone, para rotaciones de 18 años, la extracción de algo más del 80 % de los nutrientes presentes en el suelo de forma asimilable. El plantear el aprovechamiento del árbol completo conllevaría el retirar del monte una cantidad de nutrientes mayor que la presente como asimilable en el suelo, implicando por ejemplo, para un período de 18 años, la pérdida del 9 y el 5 % de las cantidades totales de Ca y K respectivamente presentes en el suelo mineral. Esta cantidad asimilable representa únicamente una pequeña parte de la reserva total en el suelo, circunstancia que contribuye a compensar, en diferente medida y a largo plazo, algunas de las extracciones derivadas del aprovechamiento forestal.

En *Pinus pinaster*, la proporción de nutrientes acumulados en ramas finas, ramillos y acículas es superior, por lo que en este caso los tipos de aprovechamiento simulados tienen menor importancia relativa en la extracción de nutrientes. La corteza presenta una baja riqueza nutricional, pero la retirada de ramas gruesas tiene un efecto importante en la extracción de Ca

y Mg. El aprovechamiento tradicional que se realiza en las masas de *Pinus pinaster* en las que, al igual que en *Eucalyptus globulus*, se retira la totalidad de la madera y la corteza del tronco, implica una menor extracción relativa de nutrientes, y la retirada del 40-60 % del total de elementos acumulados en la biomasa arbórea a lo largo de la rotación. Si además de estas fracciones se aprovecharan las ramas, la extracción de nutrientes ascendería al 70-90 %, afectando de manera especial al Ca, Mg y K. El aprovechamiento convencional implica la retirada de unas cantidades de K, Mg, P y Ca, equivalentes a más del 80 % de las presentes como asimilables en los suelos. Estos valores resultan indicativos del elevado impacto que la tradicional práctica, en la actualidad en abandono, de extracción del total de la biomasa del pinar, incluidas las acículas o incluso el mantillo, presentaba de cara a la sostenibilidad del aprovechamiento (Dambrine et al, 2000).

De forma general se puede afirmar que es en eucalipto donde la influencia de las fracciones extraídas es más acusada, particularmente para Ca y Mg, y para la fracción de corteza. De la simulación realizada se deriva que, para el balance de Ca, Mg, P y K, la extracción adicional de ramas gruesas quedaría sobradamente compensada por el esparcido de la corteza en el área de corta.

En pino la proporción de nutrientes acumulados en las ramas finas, ramillos y acículas es menor, por lo que el tipo de aprovechamiento tiene menor importancia relativa en la extracción de nutrientes. La retirada de ramas gruesas tendría una mayor incidencia relativa en lo que respecta a Ca y Mg.

La simulación resultó sensible al conocido efecto de incremento del porcentaje de nutrientes acumulados en la madera en las mejores calidades, y consiguientemente un mayor porcentaje de elementos acumulados en el resto de las fracciones en el caso de las peores estaciones. Esto implicaría que la extracción de fracciones como la corteza o las ramas gruesas es más perjudicial en términos relativos en las peores calidades.

#### **4.3.4.4. Estrategias selvícolas para reducir los impactos de la explotación forestal intensiva**

En este apartado se valoran los resultados relativos a la caracterización nutricional de las plantaciones estudiadas en el presente trabajo, así como los relativos a las distintas simulaciones planteadas. Algunas estrategias selvícolas y de aprovechamiento forestal pueden implicar balances nutricionales negativos, que si no son considerados y corregidos podrían acarrear una reducción de la fertilidad del sistema a largo o medio plazo. Los resultados previamente comentados del balance nutricional sugieren que los dos tipos de sistemas forestales de manejo intensivo evaluados presentan cierta inestabilidad nutricional, más marcada en las masas de *Eucalyptus globulus*. De esta forma, la gestión selvícola debería encaminarse por un lado a reducir los costes nutricionales del aprovechamiento selvícola, y por otro a fomentar la restitución de los nutrientes al sistema. A la vista de los resultados de este trabajo, y cuando menos a corto plazo, estas prácticas son deseables en el caso de plantear programas de aprovechamiento de tronco, y necesarias si se realiza el aprovechamiento del resto de las fracciones arbóreas.

Con respecto a la primera de las propuestas, la reducción del coste nutricional se ha de basar, entre otras, en la consideración de la calidad del suelo como factor fundamental en la elección de la especie a emplear, en la consideración de las fracciones arbóreas que se pueden aprovechar para no comprometer el estado nutricional, y en plantear la reducción de la densidad de masa y el aumento de los turnos de corta. En relación a la restitución de nutrientes, se puede hablar casi de forma exclusiva del aporte de fertilizantes. A continuación se pasa a comentar cada uno de estos aspectos.

#### 4.3.4.4.1. Fertilización

A la vista de los resultados de este y de otros trabajos anteriores, ciertas operaciones de aprovechamiento de la biomasa arbórea deberían ir acompañados de programas de fertilización a lo largo de la rotación que compensaran la importante retirada de nutrientes que conlleva este tipo de actuación. Trabajos previos realizados en el norte de España (ej. Bará, 1991; Basurco et al., 2001) constataron que unos correctos programas de fertilización en las etapas iniciales de la plantación reducían la tasa de mortalidad, incrementaban el crecimiento y mejoraban las concentraciones de P, Ca y Mg en la fracción foliar de masas de eucalipto y pino. Otros autores destacan la necesidad de compensar las elevadas pérdidas de Ca, Mg y K como consecuencia de la extracción del monte de la corteza de especies del género *Eucalyptus* a través de la entrada adicional de estos nutrientes por medio de fertilizaciones (Fölster y Khanna, 1997). En la Cornisa Cantábrica, los ensayos de fertilización realizados por González-Río et al. (1997) y Fernández et al. (1998) pusieron de manifiesto que las deficiencias de P se pueden reducir con la fertilización en el momento de la plantación.

Las dosis habitualmente manejadas en las repoblaciones forestales de Galicia rondan los 100-200 gramos de fertilizante NPK por plántula (10-20 de N, 8-14 de P y 8-10 de K kg ha<sup>-1</sup>), aplicados en el momento de la plantación. Esta dosis resulta claramente insuficiente para compensar totalmente los nutrientes extraídos durante el aprovechamiento convencional y también para asegurar un óptimo estado nutricional a medio plazo. De hecho, los efectos de este tipo de fertilización no sobrepasan los tres años (Zas y Serrada, 2003; Merino et al., 2003b), y a los pocos años las plantaciones vuelven a manifestar niveles deficientes de ciertos nutrientes.

El suministro de otros nutrientes como Ca y Mg también parece que resulta necesario, especialmente en los sistemas de eucalipto. El empleo de fertilizantes que contienen estos elementos ha dado buenos resultados en masas de *Pinus pinaster* en la región francesa de las Landas (Trichet et al., 2000). Por otra parte, la corteza de pino y eucalipto se está destinando en muchos casos a la obtención de energía calorífica o eléctrica en diferentes industrias. La aplicación de estas cenizas a suelos forestales ha mejorado la fertilidad y ha aumentado la producción de plantaciones jóvenes en Galicia (Solla-Gullón et al., 2004).

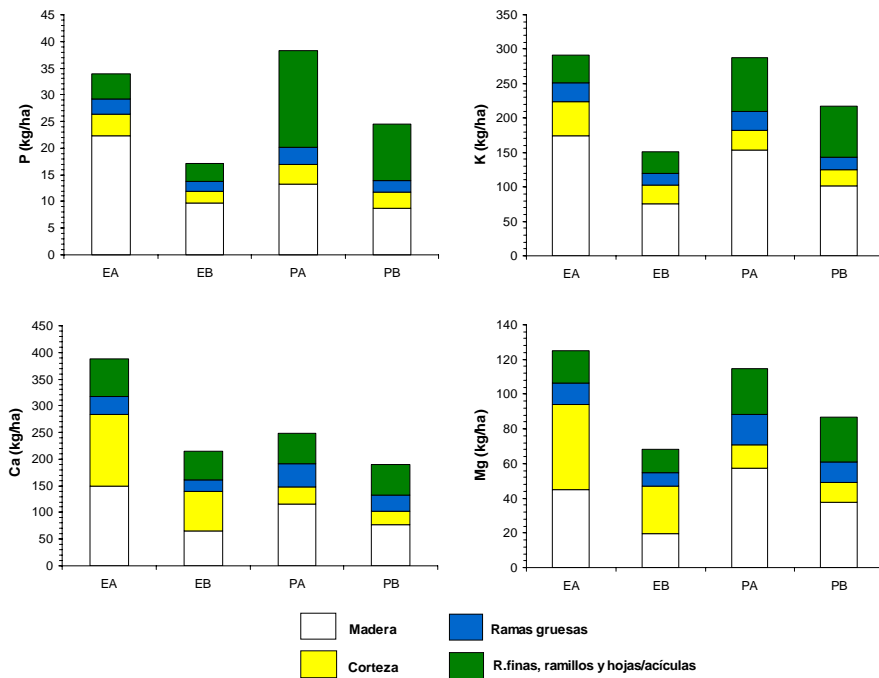
Los datos de este trabajo, junto con otros anteriores que muestran las frecuentes deficiencias de P, Mg y Ca (Brañas et al., 2000; Merino et al., 2003), sugieren la conveniencia de practicar fertilizaciones en fases posteriores al establecimiento, tal y como se realiza en otros países como Australia y Francia (Birk, 1994; Bonneau, 1988), muy especialmente si el aprovechamiento contempla también la retirada de restos de corta. Las posibilidades de este tipo de fertilización, sin embargo, vienen determinadas por las posibilidades de mecanización y por el riesgo de arrastre del fertilizante por las aguas de escorrentía, y ambos dependen, entre otros factores, de la pendiente. Estas circunstancias sugieren la necesidad de destinar este tipo de aprovechamiento de la biomasa de ramas a los terrenos de reducida pendiente, mecanizables y con menor riesgo de arrastre de los fertilizantes.

#### 4.3.4.4.2. Selección de los suelos

Es difícil proponer una fórmula general válida para todas las masas forestales y todas las situaciones. Al margen de otros aspectos técnicos y económicos, y teniendo en cuenta tan sólo aspectos de conservación de suelos, el aprovechamiento de la biomasa forestal debería realizarse en los terrenos con amplia capacidad agrícola/forestal de tipo intensivo, es decir con suficiente profundidad, pendientes de ladera suaves, bajo riesgos de erosión y con posibilidades de fertilización mecanizada.

#### 4.3.4.4.3. Posibilidades de aprovechamiento de las fracciones arbóreas

El presente estudio, junto con otros de diferentes áreas, revela la importante acumulación de nutrientes en los componentes arbóreos de copa (Lugo et al., 1990; Fölster y Khanna, 1997), especialmente en el caso de *Pinus pinaster* (Figura 37). Ouro et al. (2001) concluyeron que, bajo unas condiciones climáticas semejantes a las del noroeste peninsular, la tasa de liberación de nutrientes derivada de la descomposición de material vegetal es relativamente alta y aumenta después de las cortas, incrementando la disponibilidad a corto plazo de algunos elementos. De esta forma, y de acuerdo a lo que otros autores han observado en trabajos similares, la descomposición sobre el terreno de estas fracciones permitiría recuperar una parte de los elementos que la masa ha ido asimilando a lo largo de la rotación (Rab, 1992).



**Figura 37.** Cantidad de nutrientes acumulados en distintas fracciones de la biomasa arbórea a lo largo de toda la rotación. Se indican cantidades totales de nutrientes ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) en la madera (color blanco), en la corteza (color amarillo), en las ramas gruesas (en azul) y en el resto de componentes arbóreos (en color verde). Se representa para EA (*Eucalyptus globulus*, calidad alta) y EB (*Eucalyptus globulus*, calidad baja), PA (*Pinus pinaster*, calidad alta) y PB (*Pinus pinaster*, calidad baja). Se han tomado los valores correspondientes a un turno de 16 años para *Eucalyptus globulus* y 40 para *Pinus pinaster*.

A la vista de los resultados de las simulaciones de manejo de la biomasa, no parece recomendable realizar un aprovechamiento de las fracciones no maderables del árbol si no se contempla un adecuado programa de restitución de nutrientes mediante fertilización. Esta actuación de restitución es incluso deseable con el aprovechamiento actual planteado en *Eucalyptus globulus* (extracción de madera y corteza) a la vista de la elevada proporción de nutrientes extraídos, lo que puede derivar en balances negativos. La biomasa de ramas en esta especie es muy similar a la de corteza, pero su contenido nutricional es mucho menor. Diferentes trabajos realizados con especies del género *Eucalyptus* en Australia han constatado que el descortezado en monte y la permanencia de esta fracción sobre el terreno para su reciclaje, puede suponer la restitución de alrededor de la mitad del N y P y del 60-80 % del Ca, Mg y K con respecto al aprovechamiento del tronco completo (George, 1984; Baker y Attiwill, 1985; Adams y Attiwill, 1988; Lamber y Turner, 1991). Estos valores de K en algunos casos

bajaron a valores del 20-40 % (Jorgensen et al., 1975; Spangenberg et al., 1996). Diferentes autores han puesto de manifiesto la necesidad de plantear la entrada adicional de estos nutrientes por medio de fertilizaciones para compensar las elevadas pérdidas de Ca, Mg y K como consecuencia de la extracción del monte de la corteza (Fölster y Khanna, 1997).

Dejando al margen los condicionantes económicos y técnicos, la extracción de las ramas en lugar de la corteza reduciría el impacto nutricional derivado del aprovechamiento forestal. En el caso del pinaster estas medidas se podrían complementar con la elección de una gestión selvícola de densidad baja y claras fuertes.

Otro de los aspectos a considerar se refiere a la idoneidad de evitar la retirada del monte de las hojas y de los ramillos, ya que estas fracciones no sólo proporcionan nutrientes durante el proceso de descomposición, sino que ayudan a mantener los contenidos de materia orgánica en el suelo. A corto plazo, la liberación de nutrientes por descomposición de hojas y ramillos es muy superior a la de otros restos leñosos, de mayor relevancia a largo plazo. La reducción de la cantidad de restos ricos en nutrientes de cara a la corta final tiene importancia si se desea una liberación gradual de los mismos. A través de los aportes atmosféricos y de la alteración de los minerales del suelo también tiene lugar una entrada relativamente importante de algunos elementos, como K, Mg y Ca. Estudios previos han mostrado que estos aportes pueden ser insuficientes para abastecer la demanda de estos elementos por una masa forestal sometida a una gestión de tipo intensivo. Con todo ello, en algunos sistemas donde la fertilidad edáfica es baja, la disponibilidad de nutrientes parece estar muy determinada por los aportes durante la descomposición de los restos orgánicos que se generan durante el desfonde y el aprovechamiento forestal.

#### **4.3.5. Diferencias entre *Eucalyptus globulus* y *Pinus pinaster* relativas al manejo nutricional**

De lo anteriormente expuesto se deducen algunas condicionantes que el manejo de *Eucalyptus globulus* impone al balance nutricional, condicionantes que parecen menos severas en el caso de *Pinus pinaster*. Así, el eucalipto acumula menos biomasa en las fracciones que el pino al final del turno (26 Mg ha<sup>-1</sup> frente a 65 Mg ha<sup>-1</sup>), y por tanto nos encontramos ante una menor cantidad de elementos que pueden ser restituidos al sistema a través de los restos de corta. En eucalipto también hay que considerar la ausencia de claras que posibiliten la incorporación al suelo de ciertos elementos, un mayor desequilibrio en la concentración por fracciones de determinados elementos de carácter básico (Ca y Mg fundamentalmente), turnos de corta muy reducidos y menor eficiencia nutricional que en el caso de *Pinus pinaster*. Además, en relación a esta menor eficiencia, *Eucalyptus globulus* muestra mayores tasas de extracción de nutrientes, casi del orden del doble que en las masas de pinaster, debido a su mayor productividad y a las altas concentraciones de alguno de los elementos en determinadas fracciones arbóreas (especialmente Ca y Mg en la corteza). En estas plantaciones, la extracción de nutrientes durante el aprovechamiento en corta final (extracción únicamente del tronco) son aproximadamente el doble de las estimadas para el caso de *Pinus pinaster*, circunstancia ya reseñada por otros autores que observaron menores concentraciones de nutrientes en el tronco de coníferas que en el de especies del género *Eucalyptus* (Fölster y Khanna, 1997). La operación de descortezado en monte sería una práctica aconsejable, operación muy frecuente en los eucaliptares sudafricanos (Herbert, 1996).

De forma contraria a lo que sucede en el caso del eucalipto, *Pinus pinaster* presenta una menor demanda nutricional, mayor eficiencia, concentraciones de elementos más bajas en los componentes arbóreas que conforman los restos de corta (aunque estos componentes de copa acumulan más biomasa), turnos de corta más largos que permiten una mayor reposición de

nutrientes a través de los procesos naturales, mayor cantidad de restos vegetales acumulados en el horizonte orgánico, y la posibilidad de compensar en gran parte las extracciones con la transformación de las reservas totales del suelo a formas asimilables. Además, los programas selvícolas de esta especie pasan por la realización de cortas intermedias, con lo que una importante cantidad de nutrientes pueden retornar al sistema si los restos de corta permanecen sobre el terreno. Todos estos factores implican que el aprovechamiento de las ramas no condiciona de forma severa la estabilidad nutricional de estos sistemas.

#### **4.4. EFECTO DE LA RETIRADA DE LOS RESTOS ARBÓREOS DE CORTA SOBRE LA EROSIÓN Y LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUPERFICIALES**

En esta experiencia se realizó un primer estudio sobre la influencia de diferentes tratamientos de gestión de los restos arbóreos de corta sobre distintos aspectos del balance hidrog geoquímico. Durante dos años (octubre 2002-octubre 2004) se siguió la evolución de los flujos de escorrentía superficiales y de la calidad de estas aguas de escorrentía. En la actualidad se continúa realizando un seguimiento de este experimento.

El fundamento metodológico del trabajo se basó en el montaje y seguimiento de dos parcelas de escorrentía-erosión de 200 m<sup>2</sup> en un terreno forestal donde se había realizado la corta final de una masa madura de *Pinus pinaster*. En cada una de ellas se ensayó un tratamiento de gestión de los restos de corta derivados del aprovechamiento. En cada parcela se instalaron seis colectores Gerlach para la recogida de los flujos de escorrentía superficial, realizándose un total de catorce muestreos puntuales a lo largo del período de estudio. Se ensayaron dos alternativas de gestión de restos: en uno de ellos la totalidad de los restos de corta se dispuso de forma homogénea sobre el terreno (CR), mientras que en el otro se retiraron de forma manual las fracciones más gruesas (SR), de forma que sobre el terreno quedó dispuesta una importante cantidad de ramas finas, ramillos y acículas.

##### **4.4.1. Valores climáticos y Factor R de erosividad de la lluvia durante el período de estudio**

El clima de la zona de estudio es bastante húmedo, y si lo consideramos representado por el observatorio de Bóveda (Longitud: 623606 UTMX-29T; Latitud: 4717891UTMY-29T), vemos que aunque el balance de humedad es favorable, sólo se produce un exceso apreciable en los meses invernales, existiendo un marcado déficit en verano. La temperatura media anual registrada en el área de estudio fue de 13,7 °C en el año 2002 y de 9,6 °C en el 2003. La humedad atmosférica media anual en estos dos años ascendió a 54,8 y 53,8 %, respectivamente. El valor anual de la ETP alcanzó los 635 mm (Xunta de Galicia, 2005). Durante los 24 meses de estudio se registraron en el pluviómetro instalado en el área de estudio un total de 1768 mm de precipitación atmosférica.

El valor calculado del Factor R de erosividad fue de 104 para el año 2003 y de 110 para el 2004, valores que desde el punto de vista relativo resultan bajos para las cuencas del norte peninsular.

##### **4.4.2. Precipitación atmosférica y Escorrentía**

La Tabla 88 recoge los valores medios de escorrentía, coeficiente de escorrentía (escorrentía/precipitación), producción de sedimentos y concentración de sedimentos

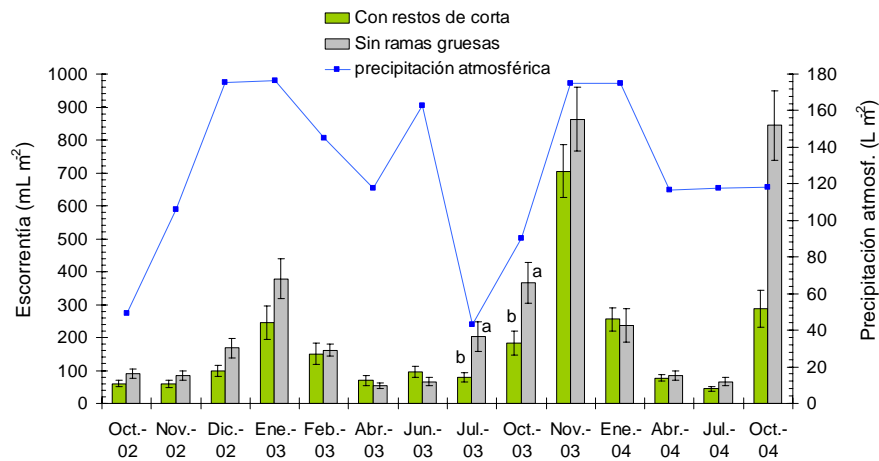
(producción de sedimento/escorrentía), para los dos años de estudio en los dos tratamientos planteados, calculados en las parcelas de estudio de erosión-escorrentía de 200 m<sup>2</sup>.

**Tabla 88.** Valores de precipitación atmosférica y promedio de los valores de escorrentía (mL flujo superficial m<sup>-2</sup>), coeficiente de escorrentía (escorrentía/precipitación), producción de sedimentos (mg sedimentos m<sup>-2</sup>) y concentración de sedimentos (producción de sedimento/escorrentía; mg sedimento L<sup>-1</sup> de flujo superficial) para los dos tratamientos planteados en las parcelas de erosión-escorrentía durante el período octubre 2002-octubre 2004.

Tratamiento	Precipitación atmosférica (L m <sup>-2</sup> )	Escorrentía (mL m <sup>-2</sup> )	Coefficiente de escorrentía (%)	Concentración de sedimentos (mg L <sup>-1</sup> )	Producción de sedimentos (mg m <sup>-2</sup> )
Con restos de corta (CR)	1768	2406,8	0,128	114,7	130,8
Sin ramas gruesas (SR)		3264,0	0,219	72,8	203,2

\*CR: parcela donde los restos de corta permanecieron sobre el terreno; SR: parcela donde se retiraron las ramas gruesas.

En la Figura 38 se compara la evolución de la escorrentía en los dos tratamientos planteados con la evolución de la precipitación atmosférica registrada en el área de estudio.



**Figura 38.** Valores medios de precipitación atmosférica y escorrentía durante el período octubre 2002-octubre 2004 para los dos tratamientos estudiados, CR y SR. Letras minúsculas distintas en cada fecha indican diferencias entre las medias de los tratamientos hasta ese período de muestreo, con un nivel de significación del 5 %.  $a > b$  ( $F(p) > 0,05$ ). Barras verticales indican la desviación típica.

La precipitación atmosférica anual ascendió a 884 mm año<sup>-1</sup> (Tabla 88). Durante el período noviembre-enero de los dos años estudiados se registraron los valores máximos de este parámetro, y los mínimos durante el período estival.

El patrón temporal de los valores de escorrentía en los dos tratamientos fue similar, siendo parejo a la evolución de la precipitación atmosférica. Las diferencias de generación de escorrentía fueron además mayores en los meses en los que se produjo mayor precipitación.

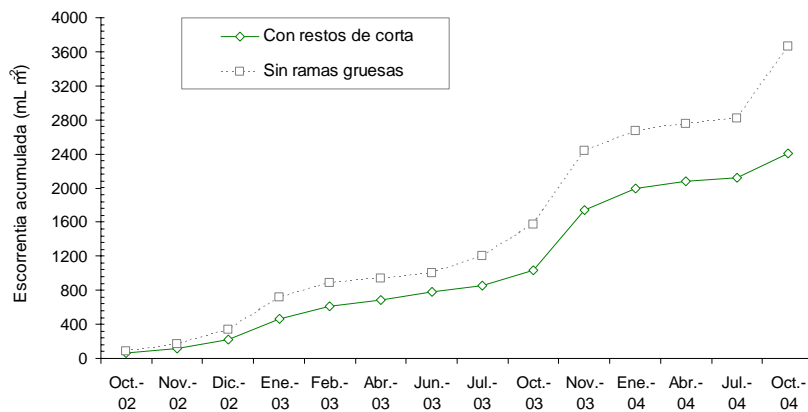
Durante la mayor parte del período de estudio, los valores de escorrentía fueron superiores en la parcela donde se retiraron los restos de corta (SR) (Figura 38), aunque el análisis de varianza de medidas repetidas reveló que las diferencias entre tratamientos únicamente fueron significativas para el espacio temporal acumulado hasta el período estival y otoñal del año 2003 (Tabla 89).

**Tabla 89.** Test de significación del análisis de medidas repetidas y de comparación de tratamientos mediante mínimos cuadrados medios de los valores de escorrentía al finalizar el período de estudio (octubre 2002-octubre 2004).

Efecto	Num GL	Den GL	F Valor	Pr > t	AIC	BIC
Grupo	1	10	2,06	0,1821	674,3	676,2
Día	13	130	18,93	< 0,0001		
Grupo*Día	13	130	1,89	0,0363		
Efecto	Grupo	Estimación	Error standar	GL	t Valor	Pr > t
Grupo	CR	2,1220	0,5407	10	3,92	0,0028
Grupo	SR	3,2186	0,5407	10	5,95	0,0001

Los efectos entre Grupos estimaron las diferencias entre tratamientos al final del período de estudio. Los efectos “intra-tratamientos” estimaron los efectos globales del Tiempo y los efectos globales de la interacción Tiempo\*Tratamiento.

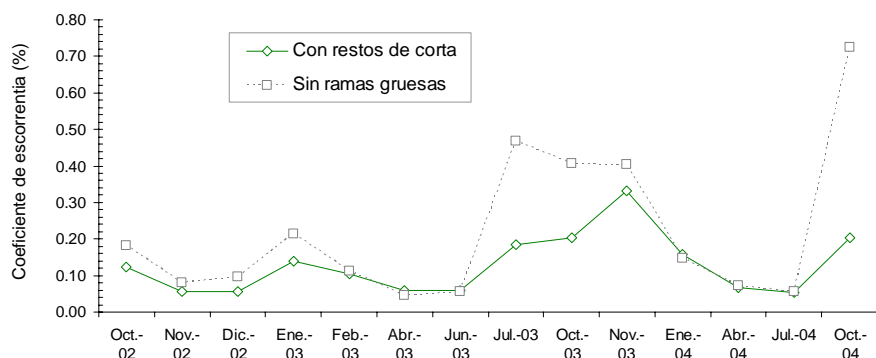
Se registraron diferencias significativas en los valores de escorrentía después del primer año, aunque no para el total del período de estudio (octubre 2002-octubre 2004). El patrón estacional de este parámetro fue muy similar en los dos años siguientes al aprovechamiento arbóreo. Así, durante el período invernal y primaveral las diferencias entre ambos tratamientos no superaron el 30 %. Durante los meses de verano y otoño, cuando el régimen de precipitaciones fue más torrencial, estas diferencias ascendieron hasta valores entre 45-125 % (Figura 39).



**Figura 39.** Valores medios de escorrentía acumulada durante el período octubre 2002-octubre 2004 para los dos tratamientos estudiados, CR (parcela con restos de corta) y SR (parcela donde se retiraron las fracciones gruesas de los restos de corta).

A pesar de que los niveles de precipitación atmosférica alcanzados en algunos períodos fueron bastante elevados, los valores del coeficiente de escorrentía (escorrentía/precipitación) registrados para los dos tratamientos fueron siempre bajos, inferiores al 1 % (Figura 40), aspecto que refleja una elevada infiltración en el suelo.

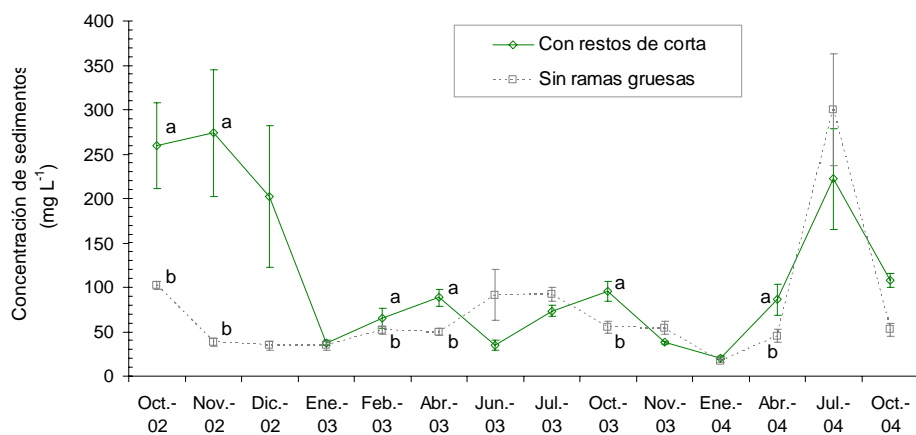
Los valores del coeficiente de escorrentía fue superiores en la parcela donde se retiraron las ramas para la mayoría del período de estudio. Al igual que en el caso de la tasa de escorrentía, este parámetro siguió un patrón estacional bastante marcado. Las diferencias entre los dos tratamientos fueron más acusadas durante el período julio-octubre de ambos años, con valores de este parámetro hasta tres veces superiores en la parcela sin ramas gruesas. En los períodos enero-abril de los dos años estudiados los valores del coeficiente de escorrentía fueron prácticamente similares para los dos tratamientos planteados.



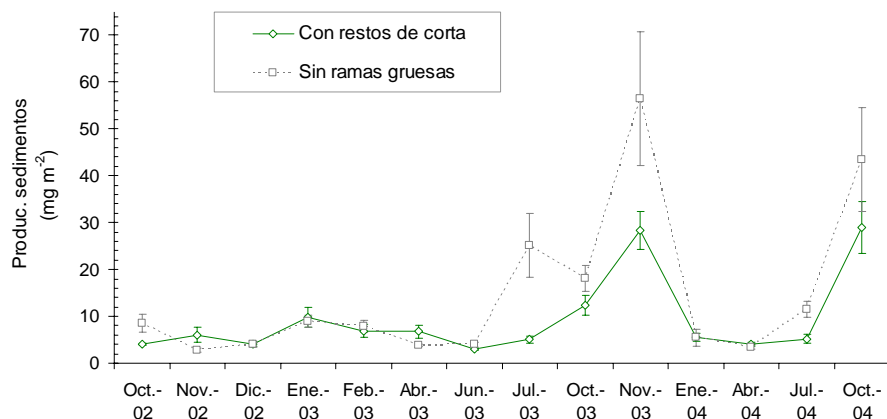
**Figura 40.** Valores medios del coeficiente de escorrentía (escorrentía/precipitación) durante el período octubre 2002-octubre 2004 en los dos tratamientos estudiados, CR (parcela con restos de corta) y SR (parcela donde se retiraron las fracciones gruesas de los restos de corta).

#### 4.4.3. Producción de sedimentos

La evolución de la concentración y de la producción de sedimentos en las aguas de escorrentía a lo largo de los dos años de estudio se recoge en las Figuras 41 y 42.



**Figura 41.** Valores medios de concentración de sedimentos (producción de sedimento/escorrentía) durante el período octubre 2002-octubre 2004 en los dos tratamientos estudiados, CR (parcela con restos de corta) y SR (parcela donde se retiraron las fracciones gruesas de los restos de corta). Letras minúsculas distintas en cada fecha indican diferencias entre las medias de los tratamientos hasta ese período de muestreo, con un nivel de significación del 5 %.  $a > b$  ( $F(p) > 0,05$ ). Barras verticales indican la desviación típica.



**Figura 42.** Valores medios de producción de sedimento por unidad de superficie durante el período octubre 2002-octubre 2004 en los dos tratamientos estudiados, CR (parcela con restos de corta) y SR (parcela donde se retiraron las fracciones gruesas de los restos de corta). Letras minúsculas distintas en cada fecha indican diferencias entre las medias de los tratamientos hasta ese período de muestreo, con un nivel de significación del 5 %. Barras verticales indican la desviación típica.

En los dos tratamientos se registraron unas tasas bajas de generación de partículas. Los valores medios de concentración de sedimentos durante el período de estudio fueron de 115 y 73 mg L<sup>-1</sup> en la parcela con restos (CR) y en la parcela sin ramas gruesas (SR), respectivamente. Los valores más altos de concentración de sedimentos se produjeron durante los tres primeros meses de estudio en el tratamiento con aprovechamiento convencional (CR), siempre por debajo de los 300 mg L<sup>-1</sup>, al mismo tiempo que se registraban las mayores diferencias entre los dos tratamientos. Esta mayor concentración de sedimentos en el tratamiento CR pudo estar motivada por un efecto de concentración, debido a los bajos niveles de escorrentía registrados durante esos meses (de hecho, en términos de cantidad total de partículas en suspensión generadas, apenas hay diferencias entre los tratamientos). También hay que considerar que las primeras lluvias de otoño movilizaron las partículas que durante la estación anterior se fueron fraccionando por la acción de procesos físicos (temperatura, fundamentalmente) y biológicos (fraccionamiento por microfauna). En el resto de los meses analizados, los valores de este parámetro siguieron siendo superiores en el tratamiento CR, a excepción del período junio-agosto donde la tendencia fue contraria. De esta forma, las diferencias entre tratamientos fueron significativas hasta abril de 2004, aunque para el total de los dos años de estudio la respuesta de esta variable no fue significativamente distinta entre tratamientos (Tabla 90).

**Tabla 90.** Test de significación del análisis de medidas repetidas y de comparación de tratamientos mediante mínimos cuadrados medios de los valores de concentración de sedimentos al finalizar el período de estudio (octubre 2002-octubre 2004).

Efecto	Num GL	Den GL	F Valor	Pr > t	AIC	BIC
Grupo	1	10	2,92	0,1181	1833,7	1834,6
Día	13	130	2,14	0,0156		
Grupo*Día	13	130	1,19	0,2907		
Efecto	Grupo	Estimación	Error standar	GL	t Valor	Pr > t
Grupo	CR	109,9	15,41	10	7,13	< 0,0001
Grupo	SR	72,6	15,41	10	4,71	0,0008

Los efectos entre Grupos estimaron las diferencias entre tratamientos al final del período de estudio. Los efectos “intra-tratamientos” estimaron los efectos globales del Tiempo y los efectos globales de la interacción Tiempo\*Tratamiento.

El reconocimiento visual de las partículas filtradas de las aguas de escorrentía puso de manifiesto que una alta proporción del material en suspensión estaba formada por partículas orgánicas generadas por los propios restos arbóreos de corta, y no por partículas minerales procedentes directamente del suelo.

Con respecto a la producción de sedimentos, no se registraron diferencias significativas entre tratamientos en ningún momento del período de estudio (Figura 42 y Tabla 91). Pese a que en el tratamiento SR la concentración de sedimentos fue significativamente inferior, en esta parcela se registraron mayores niveles de escorrentía, con lo que los valores de producción de sedimentos tendieron a ser muy similares en ambos tratamientos. Los altos valores de este parámetro en la parcela sin ramas gruesas durante el período julio-noviembre de 2003, en el que las diferencias registradas son mayores, se debieron más al incremento de los niveles de escorrentía durante ese período que a la propia concentración de sedimentos.

**Tabla 91.** Test de significación del análisis de medidas repetidas y de comparación de tratamientos mediante mínimos cuadrados medios de los valores de producción de sedimentos al finalizar el período de estudio (octubre 2002-octubre 2004).

Efecto	Num GL	Den GL	F Valor	Pr > t	AIC	BIC
Grupo	1	10	1,31	0,2791	1265,9	1266,8
Día	13	130	5,26	<0,0001		
Grupo*Día	13	130	0,83	0,6270		

Efecto	Grupo	Estimación	Error standar	GL	t Valor	Pr > t
Grupo	CR	9,3125	3,2163	10	2,90	0,0160
Grupo	SR	14,5180	3,2163	10	4,51	0,0011

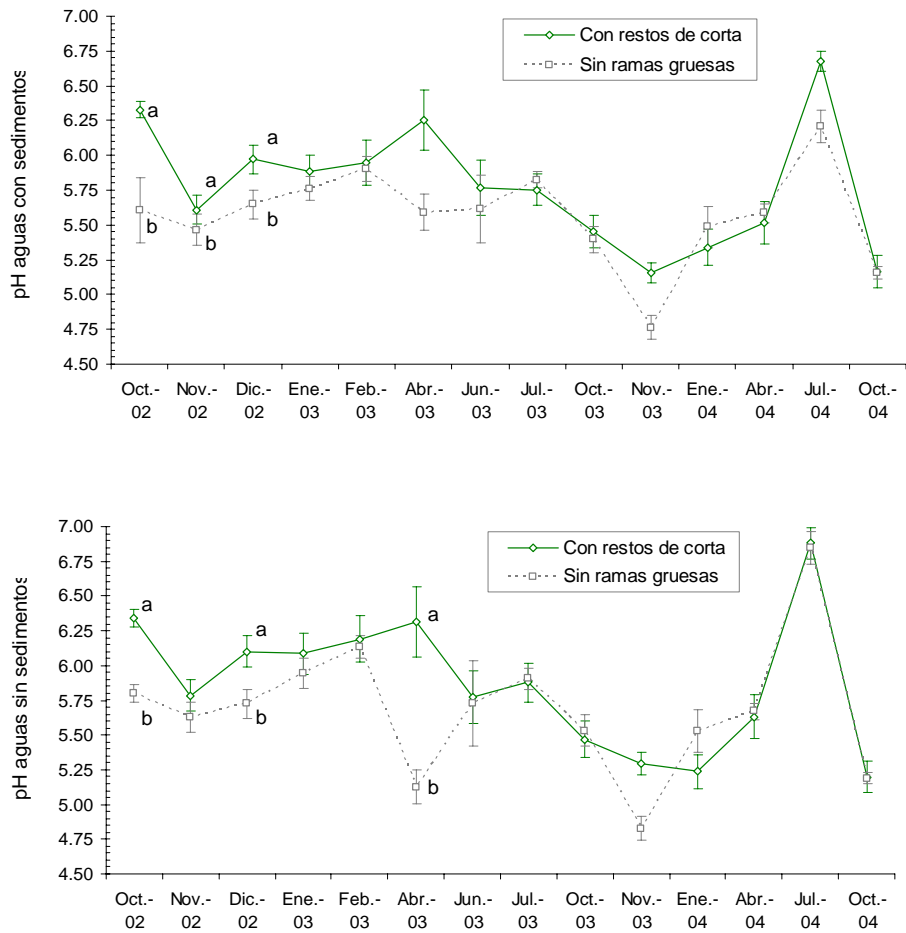
Los efectos entre Grupos estimaron las diferencias entre tratamientos al final del período de estudio. Los efectos “intra-tratamientos” estimaron los efectos globales del Tiempo y los efectos globales de la interacción Tiempo\*Tratamiento.

#### 4.4.4. Composición química de las aguas de escorrentía

##### 4.4.4.1. pH

La Figura 43 recoge la evolución del pH de las aguas de escorrentía con y sin sedimentos en suspensión.

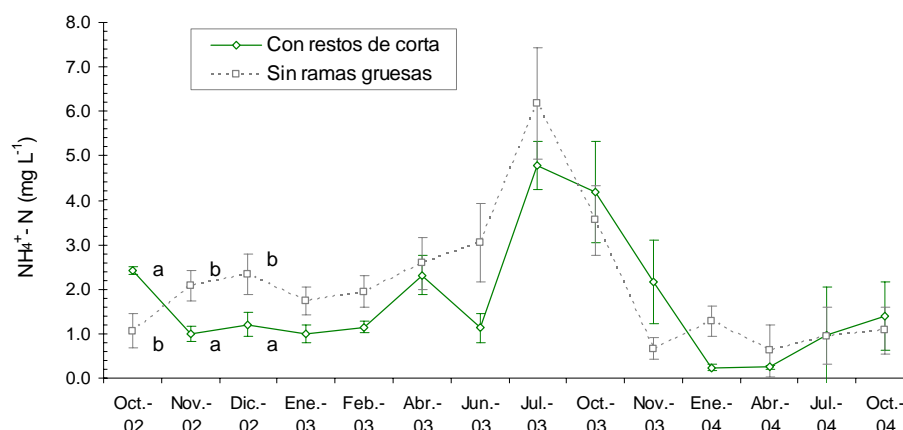
Las aguas presentaron un carácter ligeramente más ácido antes de filtrar los sedimentos. Durante los primeros ocho meses de estudio, hasta el período estival de 2003, los valores de pH fueron significativamente superiores en la parcela donde la totalidad de los restos permanecieron sobre el terreno (CR). A partir de ese momento, las diferencias no llegaron a ser significativas. Esta dinámica fue similar tanto para los valores de pH de las aguas de escorrentía con sedimentos como para los de las aguas de escorrentía filtradas, sin sedimentos en suspensión, aunque más marcada en el primero de ellos.



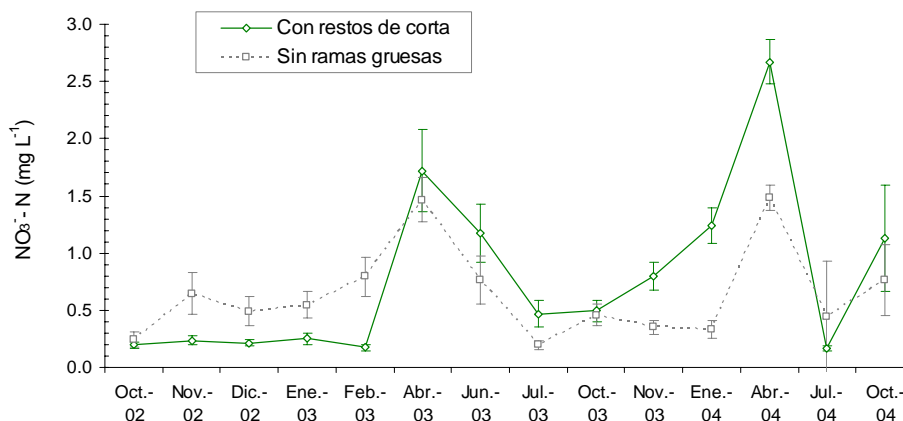
**Figura 43.** Valores medios de pH de las aguas de escorrentía con sedimentos y de las filtradas posteriormente, durante el período octubre 2002-octubre 2004 en los dos tratamientos estudiados. Letras minúsculas distintas en cada fecha indican diferencias entre las medias de los tratamientos hasta ese período de muestreo, con un nivel de significación del 5 %.  $a > b$  ( $F(p) > 0,05$ ). Barras verticales indican la desviación típica.

#### 4.4.4.2. N inorgánico

En relación a la evolución de las concentraciones de amonio y nitratos en las aguas de escorrentía (Figuras 44 y 45), en los primeros seis meses de estudio en el tratamiento SR se registraron valores significativamente superiores a los recogidos en la parcela CR (nivel de significación del 5 %). A partir de ese momento, y coincidiendo con el período estival, los valores de concentración aumentaron y pasaron a ser superiores en la parcela donde los restos de corta se mantuvieron sobre el terreno. Fue durante estos meses más cálidos cuando se registraron las mayores concentraciones, ya que los procesos de descomposición fueron más intensos. Para el total del período de estudio (octubre 2002-octubre 2004) no se registraron diferencias significativas entre tratamientos para ambos parámetros (Figura 44).



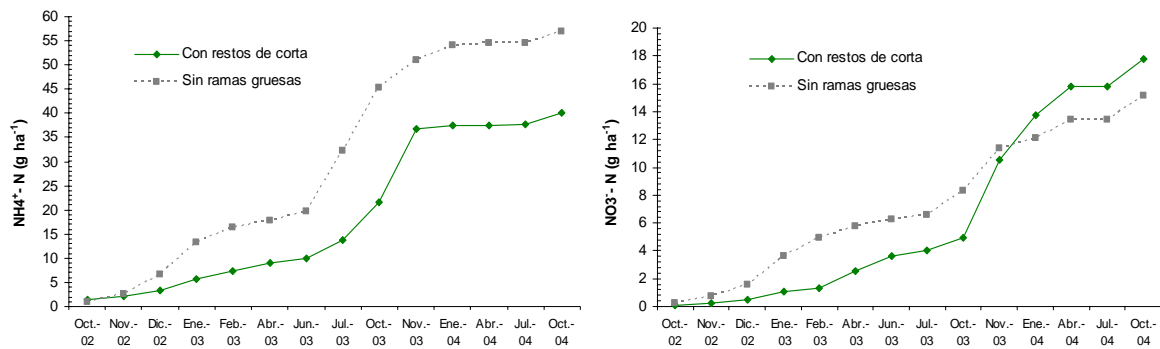
**Figura 44.** Valores medios de la concentración de amonio en las aguas de escorrentía durante el período octubre 2002-octubre 2004 en los dos tratamientos estudiados. Letras minúsculas distintas en cada fecha indican diferencias entre las medias de los tratamientos hasta ese período de muestreo, con un nivel de significación del 5 %.  $a > b$  ( $F(p) > 0,05$ ). Barras verticales indican la desviación típica.



**Figura 45.** Valores medios de la concentración de nitrato en las aguas de escorrentía durante el período octubre 2002-octubre 2004 en los dos tratamientos estudiados. Letras minúsculas distintas en cada fecha indican diferencias entre las medias de los tratamientos hasta ese período de muestreo, con un nivel de significación del 5 %.  $a > b$  ( $F(p) > 0,05$ ). Barras verticales indican la desviación típica.

Esta evolución en las etapas iniciales pudo responder a procesos más intensos de nitrificación en el tratamiento SR, así como a fenómenos de inmovilización del nitrógeno inorgánico en la parcela CR como consecuencia de la demanda metabólica de los organismos descomponedores. En las etapas finales del estudio las diferencias entre tratamientos en relación a la concentración de N inorgánico no fueron significativas. Los valores de concentración pasaron a ser superiores en la parcela con restos, en parte debido a los procesos de asimilación por parte de la vegetación emergente en la parcela donde se retiraron las ramas gruesas.

La mayor escorrentía registrada en el tratamiento SR junto con las mayores concentraciones de amonio registradas en esta parcela, motivó que la cantidad acumulada de amonio en el caso de retirar las ramas fuese mayor (Figura 46).



**Figura 46.** Valores acumulados de nitratos y amonios en las aguas de escorrentía por unidad de superficie ( $\text{g ha}^{-1}$ ) durante el período de estudio para los dos tratamientos ensayados.

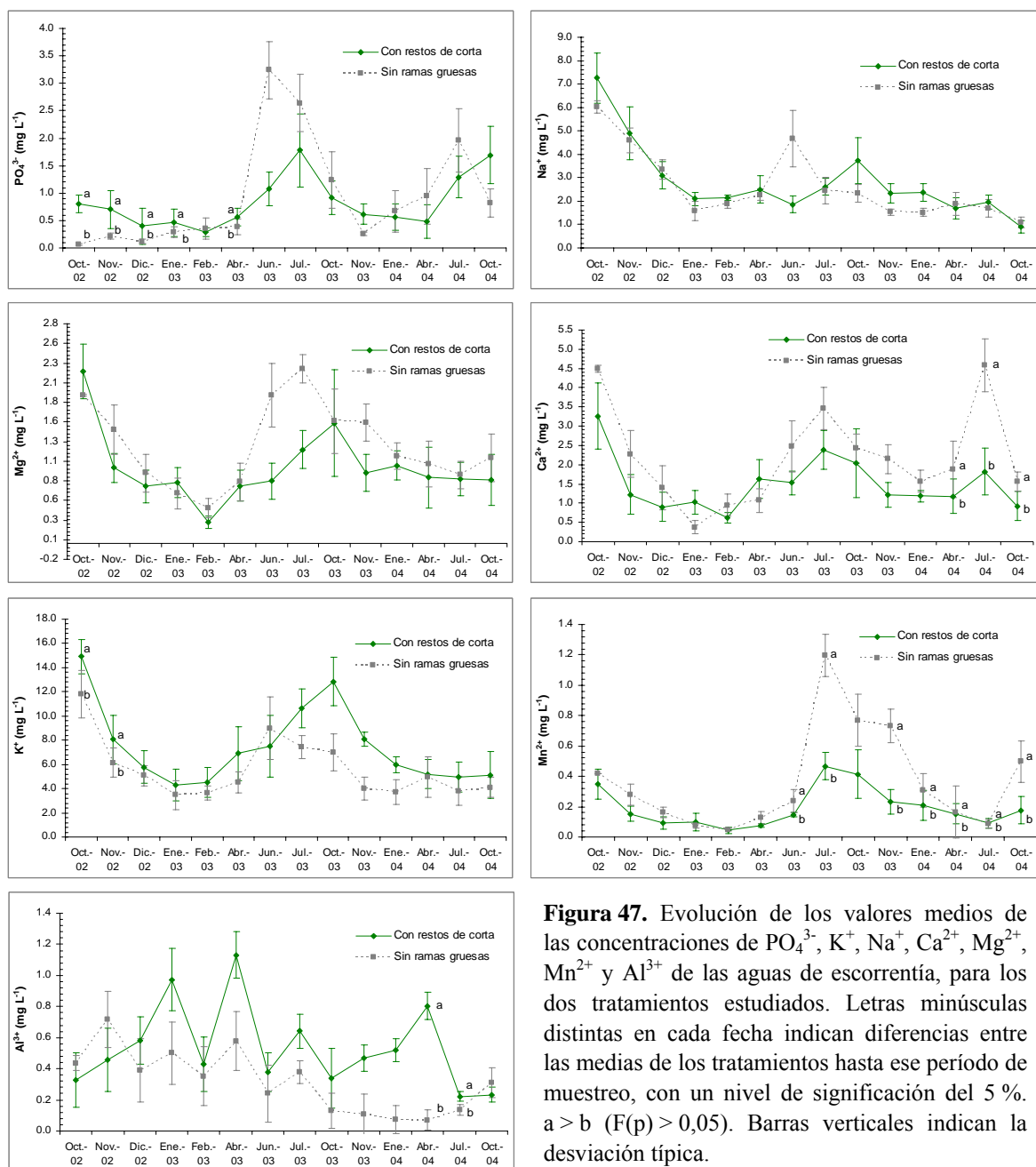
En el caso de los nitratos, las mayores concentraciones registradas en el tratamiento CR compensaron los menores niveles de escorrentía de esta parcela, de forma que las cantidades totales acumuladas fueron mayores. Además, hay que considerar que en la parcela donde se retiraron las ramas se registró un importante proceso de regeneración arbustiva y herbácea, vegetación que pudo asimilar una importante proporción de nitrógeno.

#### 4.4.4.3. Evolución de la concentración de solutos en las aguas de escorrentía

En las Figuras 47 y 48 se recoge la evolución de las concentraciones de diferentes solutos y las cantidades exportadas en las aguas de escorrentía durante el período de estudio.

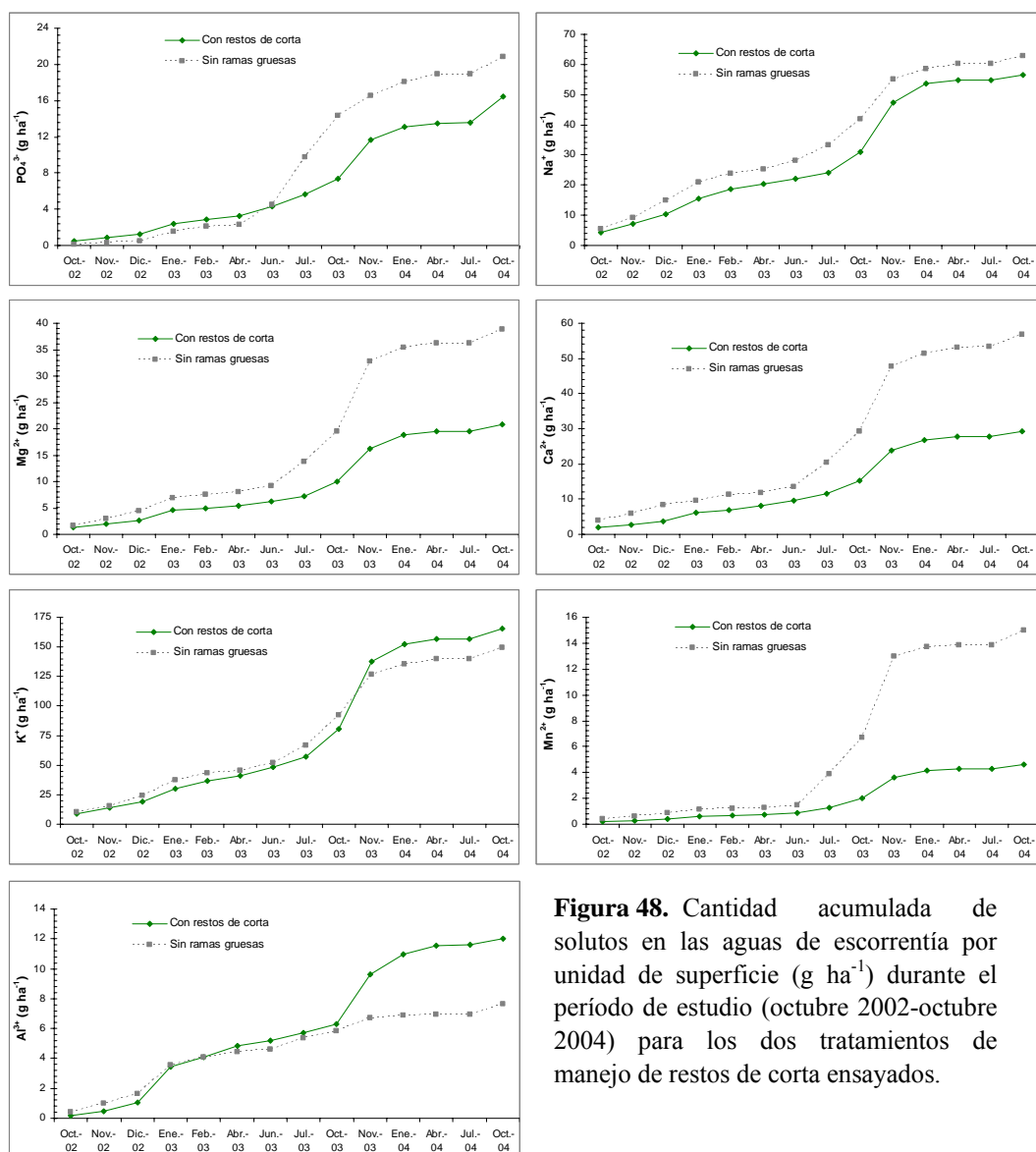
En lo que respecta a la concentración de elementos, durante los primeros siete meses de estudio no se constataron diferencias significativas entre los dos tratamientos analizados para la mayoría de los solutos. En estas etapas iniciales únicamente se observaron diferencias significativas para las concentraciones de  $\text{PO}_4^{3-}$  y  $\text{K}^+$  (Figura 47). Esta circunstancia puede ser una consecuencia de procesos de estabilización del sistema después de la alteración motivada por el aprovechamiento de la masa arbórea, y la mayor incidencia de los procesos de descomposición y lavado de los restos de corta en los períodos iniciales. En el segundo semestre de estudio hubo un aumento de la concentración de solutos, y se acentuaron las diferencias entre los tratamientos, siendo mayores las concentraciones en el tratamiento SR. Fue durante estos períodos estivales cuando la subida de las temperaturas propició una aceleración de los procesos de descomposición de los restos orgánicos, con lo que el lixiviado de nutrientes pudo ser mayor, considerando además que el régimen de precipitación fue de carácter más torrencial. Además, los microorganismos descomponedores pudieron motivar procesos de inmovilización de gran parte de los elementos, circunstancia que explicaría las menores concentraciones en el tratamiento CR.

Para el total del período de estudio únicamente se registraron diferencias significativas entre tratamientos para las concentraciones de  $\text{Mn}^{2+}$  y  $\text{Ca}^{+2}$ .



**Figura 47.** Evolución de los valores medios de las concentraciones de  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$  y  $\text{Al}^{3+}$  de las aguas de escorrentía, para los dos tratamientos estudiados. Letras minúsculas distintas en cada fecha indican diferencias entre las medias de los tratamientos hasta ese período de muestreo, con un nivel de significación del 5%.  $a > b$  ( $F(p) > 0,05$ ). Barras verticales indican la desviación típica.

Los mayores niveles de escorrentía registrados en el tratamiento en el que se retiraron las ramas motivaron que las cantidades de solutos en las aguas de escorrentía fuesen superiores en este caso (Figura 42). Fue a partir del primer período estival de estudio cuando las diferencias entre tratamientos comenzaron a ser más importantes (10 % para el  $\text{Na}^+$  y el 50 y 70 % para  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mn}^{2+}$ , respectivamente, al final del período de muestreo) ya que en este momento se incrementaron también las diferencias entre los niveles de escorrentía y de concentración de solutos (mayores tasas de descomposición). Además, a partir de este primer año de estudio el lixiviado de nutrientes a través de las aguas aumentó de forma importante en ambos tratamientos (Figura 38), coincidiendo con el período en el que se han dado las mayores tasas de escorrentía en las dos parcelas de estudio.



**Figura 48.** Cantidad acumulada de solutos en las aguas de escorrentía por unidad de superficie ( $\text{g ha}^{-1}$ ) durante el período de estudio (octubre 2002-octubre 2004) para los dos tratamientos de manejo de restos de corta ensayados.

Aunque existen diferencias entre tratamientos en términos relativos, atendiendo a los valores absolutos de acumulación de solutos se puede observar que en ninguno de ellos se alcanzan valores elevados, siendo siempre inferiores en todos los elementos a  $100 \text{ g ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Tabla 92).

**Tabla 92.** Valores de acumulación de solutos en las aguas de escorrentía para los dos años de estudio en los dos tratamientos planteados (Octubre 2002-Octubre 2004).

Treatment	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	$\text{NO}_3^- - \text{N}$	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{K}^+$	$\text{Na}^+$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Mn}^{2+}$	$\text{Al}^{3+}$
	----- $\text{g ha}^{-1}$ -----								
CR	40,0	17,7	16,4	165,5	56,4	29,3	20,8	4,6	11,9
SR	56,9	15,1	20,8	149,2	62,7	56,8	38,8	14,9	7,6

\*CR: parcela donde los restos de corta permanecieron sobre el terreno; SR: parcela donde se retiraron las ramas gruesas.

Las cantidades exportadas de estos elementos, sin embargo, no supusieron una pérdida neta de elementos del sistema, puesto que fueron inferiores a los aportes a través de la precipitación atmosférica (Tabla 93).

**Tabla 93.** Aporte de elementos a través de la precipitación atmosférica para el período de estudio (Octubre 2002-Octubre 2004).

PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Mn <sup>2+</sup>
----- kg ha <sup>-1</sup> -----					
6,85	8,42	12,06	7,80	1,50	0,09

#### 4.4.5. Caracterización nutricional de los restos arbóreos de corta y de los suelos del área de estudio

En la Tabla 94 se recoge la evolución de la concentración de nutrientes en las distintas fracciones arbóreas que constituyen los restos de corta durante los dos años de estudio. Se observa como los procesos de descomposición y lavado provoca la disminución de los valores de concentración, siendo especialmente intensos estos procesos para Ca, P y K, y especialmente en el caso de las ramas.

**Tabla 94.** Evolución de la composición química de las fracciones arbóreas que constituyen los restos de corta y que permanecieron sobre el terreno durante el período de estudio.

Fracción arbórea	Fecha de muestreo	C	S	N	P	K	Ca	Mg	Mn
		----- % -----							
Ramas gruesas	Oct.-02	51,2	1,8	0,17	0,20	1,01	2,23	0,66	0,21
	Jun.-03	50,6	0,3	0,02	0,09	0,32	0,84	0,26	0,14
	Oct.-04	50,2	0,2	0,01	0,06	0,11	0,24	0,18	0,09
Ramas finas	Oct.-02	50,5	0,2	0,01	1,01	2,25	5,55	1,39	0,53
	Jun.-03	50,2	0,7	0,07	0,48	0,65	4,96	1,00	0,67
	Oct.-04	50,1	0,4	0,02	0,38	0,33	3,56	0,87	0,47
Ramillos	Oct.-02	52,4	0,7	0,05	1,04	2,70	7,82	1,48	0,52
	Jun.-03	51,9	0,8	0,07	0,64	0,68	7,18	1,36	0,95
	Oct.-04	51,4	0,8	0,06	0,47	0,77	6,08	1,11	0,55
Acículas	Oct.-02	51,7	1,4	0,14	1,09	2,05	2,77	1,84	1,14
	Jun.-03	51,3	1,9	0,17	1,19	0,91	3,00	1,51	1,31
	Oct.-04	51,2	1,6	0,11	1,00	0,66	2,66	1,37	1,22

Este proceso de lavado de los restos arbóreos queda refrendado al observar la evolución de las concentraciones de nutrientes en el horizonte superficial del suelo (Tabla 95). Estos valores aumentaron durante el período de estudio en ambos tratamientos de una forma bastante parecida en términos relativos, aunque en la parcela donde permanecieron sobre el terreno los restos de corta (CR), los valores finales de concentración que se alcanzaron fueron hasta cuatro veces superiores. Las mayores diferencias entre tratamientos se registraron para el Ca, Mg y Mn.

**Tabla 95.** Concentración de nutrientes en el horizonte superficial (10 cm superficiales) de las parcelas de erosión-escorrentía en los momentos inicial y final de la experiencia. Datos obtenidos para cada tratamiento a partir del promedio de dos muestras múltiples de tres réplicas.

Tratamiento	pH <sub>KCl</sub>	C	S	N	P	Ca	Mg	Mn	K	Fe	Zn	Ni	
		----- % -----					----- mg kg <sup>-1</sup> -----						
CR	Oct.-02	4,01	6,9	0,062	0,28	4,98	225,2	32,6	28,6	80,9	77,9	1,42	0,57
	Oct.-04	3,55	13,4	0,074	0,86	15,21	963,6	307,8	209,9	240,3	331,8	7,64	1,74
SR	Oct.-02	4,61	6,3	0,059	0,25	4,53	200,2	31,0	34,7	72,3	119,7	1,28	0,48
	Oct.-04	4,02	9,4	0,177	0,40	6,86	202,6	74,8	154,7	125,3	156,6	2,42	1,31

\*CR: parcela donde los restos de corta permanecieron sobre el terreno; SR: parcela donde se retiraron las ramas gruesas.

#### 4.4.6. Discusión

##### **Influencia de la retirada de la biomasa arbórea sobre los procesos de escorrentía**

En la experiencia planteada en el presente trabajo se realizó una primera aproximación al estudio de la incidencia en un terreno forestal de la retirada parcial de los restos arbóreos de corta sobre los procesos de erosión y generación de escorrentía, así como sobre la magnitud de la pérdida de nutrientes a través de estos flujos superficiales.

Han sido numerosos los trabajos que han revelado la importancia de mantener una cubierta vegetal protectora sobre el terreno después de la corta para limitar los procesos erosivos, especialmente en los meses inmediatamente posteriores a ésta (Shakesby et al., 1993; Waring y Running, 1998; Croke et al., 2001; Swank et al., 2001). También en otras experiencias se ha resaltado el papel de los restos de corta sobre la protección eficaz frente a la erosión y las pérdidas de nutrientes (Miller et al., 1988; Beasley y Granillo, 1998; Briggs et al., 2000). Con la eliminación de la cubierta arbórea y de los restos vegetales del aprovechamiento disminuyen las pérdidas de agua por evapotranspiración e intercepción, con lo que la cantidad de agua presente en los horizontes superficiales del suelo es mayor (Van Lear et al., 1985; Castillo et al., 1997; Mc Cool, 1997), favoreciendo los procesos de escorrentía superficial y de erosión del suelo. Sin embargo, no hay demasiados trabajos en los que se haya evaluado la incidencia sobre estos procesos de la extracción parcial de restos que implicaría el aprovechamiento de la biomasa de las fracciones arbóreas no maderables. En el presente trabajo se realizó una primera aproximación a este planteamiento, considerando que el hipotético aprovechamiento de los restos de corta con fines energéticos o industriales implicaría la retirada mecanizada de la totalidad de las ramas más gruesas, mientras que la mayoría de los ramillos y de las acículas permanecerían dispuestos sobre el terreno.

La no eliminación de los fracciones de biomasa más finas y la no alteración del horizonte orgánico en el tratamiento donde se retiraron las ramas gruesas contribuyó a limitar los procesos de escorrentía, incluso considerando una situación bastante limitante como la que se plantea en esta experiencia, con pendientes de hasta el 50 %. Este efecto de reducción de los niveles de escorrentía resultó especialmente destacable en los períodos en los que el régimen de precipitación fue de carácter más torrencial. En otras experiencias, sobre terrenos forestales desprovistos de cubierta vegetal protectora y con un horizonte orgánico poco desarrollado, sí se constató la eficacia de mantener sobre el terreno los residuos leñosos más gruesos para limitar las pérdidas de suelo, ya que actúan como auténticos obstáculos físicos capaces de retener los materiales (Rab, 1992; Graham et al., 1994; Robichaud, 2000b). En el presente trabajo se observó además que, aún planteando la retirada de las fracciones más gruesas de los restos, la presencia de un horizonte orgánico bien desarrollado fue suficiente para mantener los niveles del coeficiente de escorrentía por debajo del 1 %. Esta consideración ya fue puesta de manifiesto por otros autores, que observaron la importancia del mantillo para reducir las pérdidas por erosión en el momento en el que desaparece la cubierta arbórea (Clayton y Megahan, 1997; Hill y Peart, 1998; Leal da Silva et al., 1998; Fernández Filgueira, 2002). Douglass y Goodwin (1980) encontraron que en las pérdidas de suelo por erosión, el tratamiento de los restos no influía decisivamente siempre que se mantuviese una correcta cobertura del suelo (superior al 50 % de la superficie) con material vegetal (restos de corta, herbáceas y, fundamentalmente, mantillo). Mc Clurkin et al. (1987) observaron que en suelos forestales de masas de *Pinus taeda*, la producción de sedimentos en los meses inmediatamente posteriores al aprovechamiento arbóreo no alcanzaba valores preocupantes si no se alteraban

los horizontes orgánicos del suelo y se dejaban sobre el terreno las fracciones más finas del aprovechamiento arbóreo.

Los bajos niveles de escorrentía registrados en los dos tratamientos ensayados se explican atendiendo a los valores elevados de conductividad hidráulica del suelo y a su alto contenido en materia orgánica, que favorece una adecuada estructura y, como consecuencia, elevada macroporosidad. A esto hay que sumar el ya constatado efecto amortiguador de los restos de corta y el mantillo, protegiendo al terreno del impacto directo de las gotas de lluvia. Hay que incidir en que el procedimiento de retirada de ramas no incluyó el empleo de maquinaria pesada, que habitualmente motiva problemas de compactación del suelo, con lo que los procesos de escorrentía se ven agudizados (Keppeler, 1986; Keppeler y Ziemer, 1990; Aust et al., 1993). Además, estos problemas implican el retraso de la aparición de vegetación protectora (Malmer, 1992, 1996a; Edeso et al., 1999), circunstancia que tampoco se dio en la experiencia del presente trabajo, ya que en los momentos inmediatamente posteriores a la eliminación de la cubierta arbórea ya se consiguió una importante recolonización de vegetación arbustiva y herbácea. Parece pues que no se produjo una degradación de las propiedades físicas del suelo, debido en parte a que tanto en las labores de corta como en las de retirada de los restos no se emplearon medios mecánicos pesados, a la propia textura franco-arenosa del suelo, y a los correctos niveles de infiltración pese a la pendiente del terreno.

De esta forma, los procesos de escorrentía en el área de estudio pudieron estar ligados fundamentalmente a la presencia de material vegetal protector y a la pérdida de éste por descomposición, ya que los procesos de compactación del horizonte superficial y de formación de costras en su superficie, que aumentaron los flujos superficiales en otras experiencias sobre suelos más desprotegidos (Rab, 1992; Graham et al., 1994; Edeso et al., 1999), son muy poco probables sobre superficies como la planteada en el presente trabajo, con un horizonte orgánico bien desarrollado y una cubierta protectora de restos vegetales.

De forma análoga a lo que otros trabajos ya han constatado para los suelos gallegos, en esta experiencia se observó el carácter fuertemente estacional de los fenómenos de escorrentía superficial, concentrada fundamentalmente en el otoño y el invierno, cuando se registra la mayor parte de la precipitación y cuando la lluvia muestra mayor erosividad (Vega et al., 1982, 2005; Díaz-Fierros et al., 1987). Además, hay que considerar que en este trabajo se estimó la escorrentía de los primeros centímetros del horizonte superficial, obviando otro tipo de flujos de carácter más vertical y que alcanzan mayores profundidades en el perfil del suelo.

### **Influencia de la gestión de la biomasa arbórea sobre la composición de las aguas de escorrentía**

En el presente trabajo se evaluó la composición de las aguas de escorrentía en un terreno donde se habían retirado las fracciones más gruesas de los restos de corta y en otro donde la totalidad de los restos permanecieron sin alterar. Aunque las concentraciones de solutos fueron similares en ambos tratamientos, la mayor escorrentía registrada en la parcela donde se retiraron las ramas gruesas motivó que las cantidades exportadas de nutrientes fuesen mayores en este tratamiento. En otros trabajos se observó sin embargo que en los terrenos con mayor cobertura de restos, pese a registrar menor escorrentía, las cantidades de nutrientes exportadas resultaban superiores (Beke et al., 1989; Blevins et al., 1990). Hay que considerar que en esta experiencia no se evaluó la pérdida de nutrientes en forma de sedimentos, por lo que los valores obtenidos pudieron estar ligeramente subestimados. Pese a esta escasa importancia relativa de las pérdidas de nutrientes por escorrentía sí resulta interesante su estudio y cuantificación ya que estos elementos se encuentran bajo formas fácilmente disponibles para las plantas, a lo que hay que sumar que este lixiviado se produce fundamentalmente en los

primeros meses tras la corta, momento en el que la demanda para el restablecimiento de la cubierta vegetal es más acusada (Hornbeck et al., 1990).

### **N inorgánico**

La composición de las aguas de escorrentía en las dos parcelas de estudio también se pudo ver influida por la aceleración de los procesos de descomposición y mineralización de la materia orgánica y de los residuos. En este sentido, la mayor temperatura en los suelos donde se retiraron las ramas gruesas pudo estimular un aumento de la mineralización de la materia orgánica, tal y como se ha puesto de manifiesto en otras experiencias (Hornbeck et al., 1986a, 1987; Tritton et al., 1987; Hornbeck y Leak, 1992; Fölster y Khanna, 1997). Además, los mayores niveles de nitrificación en las etapas iniciales pudieron acentuar los procesos de lixiviado de cationes (Tiedeman et al., 1988; Stevens et al., 1995; Dahlgren, 1998a).

El incremento de las pérdidas de nutrientes registrados en el presente trabajo después de varios meses tras la corta ya ha sido observado por otros autores, que explicaban esta circunstancia argumentando que en las etapas iniciales tras el aprovechamiento arbóreo eran comunes los procesos de inmovilización. De esta forma, mientras los ratios C/N y C/P en los restos arbóreos son todavía altos, los nutrientes en disolución pueden ser absorbidos por un número creciente de microorganismos (Bormann y Likens, 1979). A medida que este ratio disminuye y la demanda por la inmovilización microbiana decae, aumentan las pérdidas de elementos en las aguas de escorrentía, ya que aumenta la liberación de nutrientes a partir de los restos. Martin et al. (1986) también registraron mayores niveles de nitratos en la escorrentía a partir del primer año tras el aprovechamiento arbóreo. Finalmente, los bajos niveles de N inorgánico de la mayoría de los elementos estudiados en las aguas pueden ser explicados en parte por la absorción de la vegetación herbácea y arbustiva que ha recolonizado rápidamente y con importantes niveles de ocupación el terreno estudiado, de forma similar a lo observado por otros autores (Malmer, 1996a; Dahlgren, 1998a).

### **Solutos en las aguas de escorrentía**

Con independencia del tipo de tratamiento, las cantidades de elementos perdidas por lixiviación fueron muy bajas, inferiores por ejemplo a las cantidades acumuladas por las fracciones arbóreas de copa consideradas como restos de corta.

El horizonte orgánico bien desarrollado fue capaz de mantener los niveles de pérdida de nutrientes a través la escorrentía en unos valores asumibles dentro del balance nutricional, incluso para elementos como el Mg y el Ca, que juegan un papel crítico en la dinámica nutricional de los sistemas forestales, especialmente en los suelos gallegos, donde se dan deficiencias en nutrientes cambiables debido al tipo de material geológico, ya que gran parte de los minerales presentes en muchas rocas resultan poco alterables (Díaz Fierros et al., 1982). Esta consideración es más relevante si consideramos que sobre suelos fértiles este tipo de problemas se atenúan. Así por ejemplo, Johnson y Todd (1998) y Francis (1984), en masas de *Quercus* sp. cortadas y donde se retiraron los restos de corta, sobre suelos ricos en nutrientes, concluyeron que este tipo de operaciones no suponían un impacto acusado para el mantenimiento de la fertilidad del sistema. También Feller y Kimmins (1984) llegaron a esta misma conclusión en parcelas de *Tsuga* sp. y *Pseudotsuga* sp. en suelos con un correcto capital de nutrientes. Crompton y Cole (1991) concluyeron que algunos sistemas forestales sobre suelos muy poco fértiles eran más vulnerables a la degradación y al manejo forestal debido a que en la biomasa arbórea se acumulaba una gran mayoría de los nutrientes del total del sistema.

En relación a este balance nutricional, en la experiencia planteada en el presente estudio, considerando únicamente la pérdida de elementos a través de la escorrentía superficial y la

entrada a través de la precipitación atmosférica, se registraron para todos los elementos valores claramente positivos, que hacen pensar que aún en el caso de retirar las fracciones gruesas de la biomasa arbórea, la productividad del sistema no se ve comprometida. Dambrine et al. (2000) observaron en cuencas de sustrato granítico en Galicia balances positivos de N y generalmente negativos de cationes básicos, registrando las menores pérdidas de nutrientes en las cuencas con materiales geológicos pobres en cationes básicos y donde se conseguía una fuerte inmovilización por parte de la vegetación. Gómez y Calvo de Anta (2001) observaron balances negativos en Na, Al, Fe y Ca, y positivos para K y Mg en cuencas experimentales con *Pinus radiata* en Galicia, considerando como entradas de nutrientes la precipitación atmosférica, el pluvio lavado y el flujo de tallo y hojarasca, y como pérdidas el drenaje y la absorción neta (biomasa maderable). En este trabajo asimilación de nutrientes por la vegetación resultó mínima frente al importante lavado del suelo condicionado por la intensidad de las precipitaciones. Fernández Filgueira (2002) encontró balances negativos de N, P, Na y Mg en cuencas experimentales de *Eucalyptus globulus* afectadas inicialmente por un incendio y donde posteriormente se realizó la corta a hecho de la cubierta arbórea. Registró también pérdidas de K y Ca. Thomas et al. (2000), en una experiencia planteada en el norte de Portugal, observaron que la presencia de una importante cantidad de restos de corta de *Pinus pinaster* en una zona que había sido quemada provocó incrementos en las concentraciones de solutos en las aguas de escorrentía. Este incremento se explicó considerando que esta cobertura de restos y cenizas actuó como una fuente de solutos para estas aguas. En este mismo estudio, en parcelas de *Eucalyptus globulus* tras incendio, se constató que una cobertura vegetal sobre el terreno de casi 50 cm de espesor, formada por hojas y fragmentos de corteza, actuaba como potenciadora casi únicamente de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  en las aguas de escorrentía, aunque esta escorrentía no se reducía, en gran medida debido a que los fragmentos de corteza contribuían a canalizar estas aguas sobre la superficie del terreno. Thomas et al. (2000) también observaron que, como en el caso de otros trabajos, la eliminación de las acículas depositadas sobre el suelo después del incendio supuso un incremento de la escorrentía superficial, un pequeño descenso en la concentración de los solutos (probablemente debido a la dilución), y un ligero aumento en las pérdidas de  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{NO}_3^-$ -N (Shakesby et al., 1996). Estos autores concluyeron que en montes de *Pinus pinaster* tras incendio, los restos de corta no resultaban del todo efectivos para mitigar la pérdida de nutrientes y los procesos erosivos. Sin embargo, una correcta cubierta de acículas sí que resultaba muy válida para reducir estos problemas.

En otras experiencias realizadas en sistemas forestales de otras regiones las pérdidas de nutrientes a través de las aguas de escorrentía alcanzaron niveles más elevados. Hedin et al. (1995) midieron importantes pérdidas de Ca y Mg a través de la escorrentía en sistemas forestales de Chile bajo un clima oceánico-templado. Van Lear et al. (1983, 1985), en una experiencia en masas de *Pinus taeda*, registraron a través de las aguas de escorrentía, pérdidas de 2 y 5  $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$  de K y Ca respectivamente, en parcelas donde se habían extraído los residuos de corta, mientras que en los lugares donde éstos permanecieron sobre el terreno los valores fueron de 4 y 5  $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$  respectivamente. Hornbeck et al. (1986b) registraron pérdidas de  $\text{NO}_3^-$  de 3-11  $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$  en bosques caducifolios donde tras la corta a hecho se extrajeron del monte los restos de corta. Adamson et al. (1987), en parcelas de *Picea sitchensis* con suelo arcillosos donde tras la corta se habían mantenido los restos sobre el suelo, encontraron pérdidas por escorrentía de K, Ca, Mg, Na,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  durante los primeros 12 meses tras el tratamiento. Johnson et al. (1995) también registraron pérdidas de K, Ca y Mg en parcelas de *Pinus taeda* donde en la corta final se habían aprovechado todas las fracciones arbóreas. Briggs et al. (2000) realizaron un seguimiento durante 11 años de parcelas de *Picea* sp. sobre suelos francos en las que tras el aprovechamiento arbóreo también se habían retirado los restos. Registraron pérdidas anuales de K, Ca, Mg y  $\text{NO}_3^-$  a través de las aguas de

escorrentía. Por el contrario, Mc Clurkin et al. (1985) no detectaron cambios en las cantidades de nutrientes perdidas por escorrentía en cuencas de *Pinus taeda* donde se mantuvieron sobre el terreno los restos con respecto a zonas donde no se había cortado el dosel arbóreo.

Los resultados del presente trabajo revelaron que las limitaciones que desde el punto de vista nutricional que se pueden derivar del aprovechamiento de las fracciones gruesas de los restos se concentran más en la elevada inmovilización de nutrientes en la propia biomasa arbórea y en su proceso de incorporación a medio y largo plazo a la fracción orgánica del suelo, que en el lixiviado de nutrientes a partir de estos restos. Este lixiviado, cuando menos a corto plazo, no parece un factor que desestabilice el balance nutricional.

Un aspecto a considerar sería la permanencia sobre el terreno de los restos de corta al menos el tiempo necesario para que se puedan desprender las acículas, y creen así un mantillo protector de cierta consideración. Esta alternativa se ha mostrado muy eficaz a la hora de reducir las pérdidas de nutrientes de los sedimentos de erosión y de los solutos en las aguas de escorrentía también en otras experiencias (Shakesby et al., 1996; Thomas et al., 2000). El no alterar el horizonte orgánico y mantener sobre el terreno los tocones y los restos de corta después de las operaciones de aprovechamiento forestal presenta la ventaja de restituir una importante cantidad de materia orgánica y nutrientes al suelo gracias a los procesos de descomposición (Hungerford et al., 1991; Graham et al., 1991; Thomas et al., 2000; Fernández, 2004; Mendham et al., 2003; Ganjegunte et al., 2004). De esta forma, la sostenibilidad de la explotación de especies de crecimiento rápido a turnos cortos en el noroeste peninsular puede pasar por considerar prácticas de manejo de los restos de corta que impliquen su permanencia en mayor o menor proporción sobre el terreno tras el aprovechamiento, cuando menos de las fracciones más finas. Parece también necesario aportar en un futuro mayor información relativa a cuáles pueden ser los límites de erosión aceptables para diferentes tipos de suelo o de especies forestales, de forma que el proceso degradativo (erosión)-agregativo (formación de suelo o reposición mediante restos de corta o fertilización) se mantenga dentro de unos niveles que no condicionen la estabilidad y la productividad del sistema.

### **Influencia de la retirada de la biomasa arbórea sobre el pH de las aguas de escorrentía**

El pH de las aguas de escorrentía viene determinado fundamentalmente por las concentraciones de Ca, Mg y K en las aguas, que aumentan su valor, y por los procesos de nitrificación, que tienden a reducirlo. Diferentes autores han observado aumentos del pH en las aguas de escorrentía como consecuencia del lixiviado de nutrientes procedente de los restos de corta (Goh y Philips, 1991; Romanyá et al., 1994; Staff y Olsson, 1994; Yole y Kranabetter, 1996; Dahlgren, 1998a). Algunos trabajos revelaron incluso que los niveles de lavado de los restos de corta podían llegar a ser similares a los registrados en el estrato arbóreo (Paré y Van Cleve, 1993; Yole y Kranabetter, 1996; Laffan et al., 2001; Fernández Filgueira, 2002).

En otras experiencias parecidas a la que se plantea en este trabajo se encontraron resultados dispares en relación a la evolución del pH. Hendrickson et al. (1985) no registraron diferencias en cuanto a valores de pH entre las zonas donde se mantuvieron sobre el terreno los restos de corta y las parcelas donde sí fueron retirados. Por el contrario, Staaf y Olsson (1991, 1994) comparando diferentes tratamientos de los restos en *Picea* y *Pinus*, observaron que en las parcelas donde se habían dejado los restos (todas las fracciones arbóreas salvo la madera) los valores de pH eran ligeramente superiores a los registrados en parcelas donde se habían retirado en su totalidad. Nykvist y Rosén (1985) atribuyeron el aumento del pH en zonas donde se mantenían sobre el terreno una capa de restos no solo a que su descomposición

liberaba cationes sino además al consumo de una gran cantidad de H<sup>+</sup> por iones de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> que se habían formado. Finalmente, otros autores relacionaron las distintas respuestas del valor de pH después de la corta con la tipología de los suelos, siendo los más pobres en bases los que mostraban mayores aumentos de pH (Mc Kee, 1980).

En concordancia con algunos de estos resultados, en el presente trabajo se registraron mayores valores de pH en las aguas de escorrentía de la parcela en la que se mantuvieron sobre el terreno una mayor cantidad de restos, observándose una correlación significativa entre los valores de este parámetro y el sumatorio de las concentraciones de solutos en las aguas de escorrentía ( $r = 0,66$   $p < 0,05$ ). Sin embargo, las diferencias entre tratamientos en cuanto al valor del pH únicamente fueron significativas durante los primeros meses de la experiencia, aunque no para el período total de estudio. A los procesos de lixiviado de nutrientes habría que añadir la posible reducción de la mineralización del N orgánico en los suelos donde permaneció una mayor cantidad de restos, con lo que la acidificación producida por procesos acelerados de nitrificación podría haber sido neutralizada (Van Bremen et al., 1983). Las escasas diferencias en el valor del pH pudieron atribuirse además a algunas características de los suelos, como el alto poder tampón, ya puestas de manifiesto en otros trabajos (Olarieta et al., 1999; Laffan et al., 2001).

#### 4.5. INFLUENCIA DE LA GESTIÓN DE LOS RESTOS ARBÓREOS DE CORTA SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO

Para esta experiencia se seleccionó una masa de *Pinus pinaster* localizada en Maceda (Ourense), que había sido aprovechada recientemente. Se consideró un diseño experimental en el que se practicaron tres tipos de gestión de restos de corta con cuatro réplicas. Los tratamientos ensayados fueron el desbroce mecanizado de los restos, la retirada mecanizada de las fracciones gruesas de los restos de corta y la permanencia sobre el terreno de la totalidad de los restos sin alterar. Para el tratamiento control se consideraron cuatro parcelas en las que no se había planteado el aprovechamiento arbóreo y todavía permanecía la masa en pie.

En estas parcelas se monitorizó durante dos años la evolución de las condiciones ambientales del suelo (temperatura y humedad) y de la biomasa microbiana y la respiración.

##### 4.5.1. Condiciones ambientales del área de estudio

En la Tabla 93 se recogen los valores de temperatura y precipitación registrados en las parcelas de muestreo durante el período de estudio. Los datos corresponden a la estación meteorológica de Monte Medo, en Maceda (Ourense), situada a dos kilómetros del área de estudio.

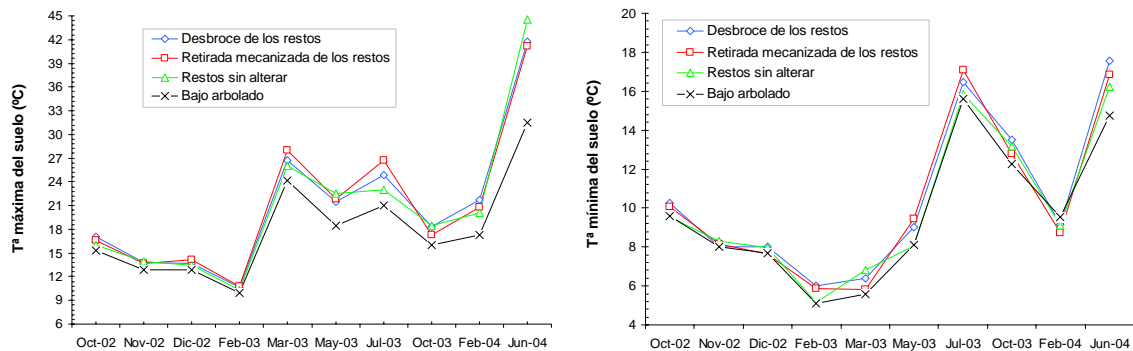
**Tabla 96.** Valores de temperatura máxima (T.máx, en °C), temperatura mínima (T.mín, en °C), temperatura media (T.med, en °C) y precipitación atmosférica (P, en mm) en el área de estudio durante el período Octubre 2002-Octubre 2004.

Parámetros*	Oc.02	No.02	Di.02	En.03	Fe.03	Ma.03	Ab.03	My.03	Ju.03	Jl.03	Ag.03	Se.03
T.máx (°C)	18,7	12,5	12,1	12,0	12,5	17,5	17,4	17,8	24,0	27,0	26,5	25,5
T.mín (°C)	11,0	7,5	6,5	5,0	4,5	5,8	3,8	7,0	12,0	11,8	12,0	14,5
T.med (°C)	14,9	10,1	9,2	8,5	8,5	11,3	10,8	12,5	17,5	19,3	19	19,1
P (mm)	180	370	130	105	85	55	20	80	55	15	10	75
Parámetros*	Oc.03	No.03	Di.03	En.04	Fe.04	Ma.04	Ab.04	My.04	Ju.04	Jl.04	Ag.04	Se.04
T.máx (°C)	16,0	13,1	9,5	8,7	12,0	12,5	15,1	19,6	24,5	23,8	24,0	21,5
T.mín (°C)	8,0	2,0	2,1	2,2	1,2	5,5	2,2	5,6	10,1	12,8	10,2	8,0
T.med (°C)	12,5	8,0	4,0	5,8	6,8	9,0	8,5	13,0	17,1	18,1	17,0	15,0
P (mm)	125	105	140	270	115	360	65	85	15	45	80	15

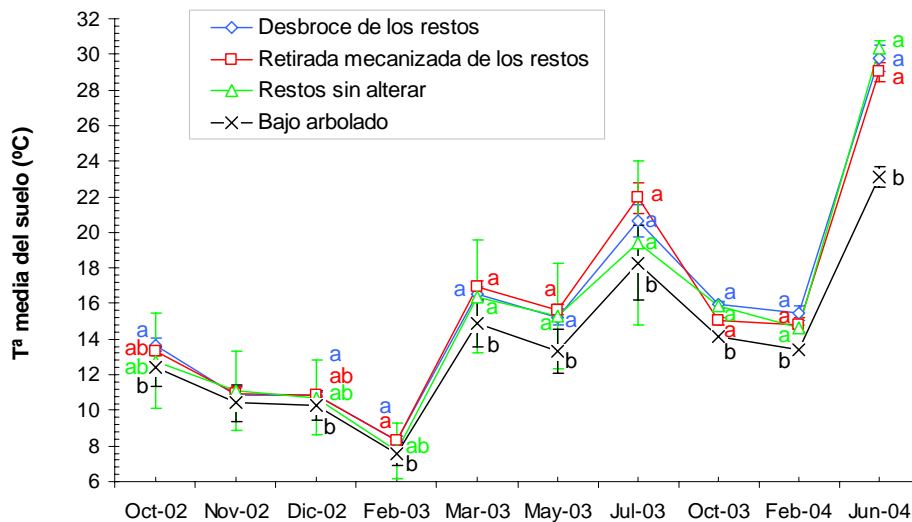
## 4.5.2. Condiciones ambientales del suelo

### 4.5.2.1. Temperatura del suelo

No se registraron diferencias significativas para los valores de temperatura máxima y mínima del suelo entre los cuatro tratamientos planteados para ninguno de los períodos de muestreo, aunque el tipo de gestión de los restos de corta afectó en mayor medida a la temperatura máxima. Después del aprovechamiento arbóreo en el área de estudio se produjo un aumento de la temperatura del suelo, que fue de diferente intensidad en función del tratamiento planteado (Figuras 49 y 50). De este modo, este efecto fue más acusado en las parcelas en las que se retiraron parcialmente los restos de corta de forma mecanizada, con diferencias máximas de hasta 7 °C. El tratamiento donde éstos permanecieron sobre el terreno sin alterar registró los menores aumentos de temperatura.



**Figura 49.** Temperaturas máxima y mínima del horizonte superficial en las parcelas de experimentación en las que se practicaron tres tipos diferentes de gestión de restos de corta después del aprovechamiento y en las parcelas con cubierta arbórea.



**Figura 50.** Temperatura media del horizonte superficial en las parcelas de experimentación en las que se practicaron tres tipos diferentes de gestión de restos de corta después del aprovechamiento y en las parcelas con cubierta arbórea. Letras minúsculas distintas en cada fecha indican diferencias entre las medias de los tratamientos hasta ese período de muestreo tras el análisis de varianza de medidas repetidas, con un nivel de significación del 5 %.  $a > b > c > d$  ( $F(p) > 0,05$ ). Las barras verticales indican la desviación típica.

En relación a los valores de temperatura media del suelo, no se registraron diferencias significativas entre los tres tratamientos de gestión de restos ensayados para el total del período de estudio (Tabla 97). Si se registraron diferencias significativas entre estos tres tratamientos y el tratamiento control bajo cubierta arbórea (Tabla 98 y Figura 50).

Al igual que en el caso de las temperaturas máxima y mínima, las mayores diferencias entre tratamientos para la temperatura media se registraron cuando los valores absolutos de estos parámetros fueron mayores, generalmente en el período estival.

**Tabla 97.** Test de Tukey para la comparación múltiple entre tratamientos de los valores de temperatura media del horizonte superficial para el total del período de estudio (octubre 2002-junio 2004) tras el análisis de varianza de medidas repetidas.

Grupo*	Grupo*	Estimación	G.L.	t Valor	Pr > t
Des.	Ret.	-0,0770	12	-0,25	0,8037
Des.	Sin	0,2712	12	0,92	0,3760
Des.	Cub.	2,2740	12	7,71	< 0,0001
Ret.	Sin	0,3463	12	1,17	0,2634
Ret.	Cub.	2,3490	12	7,97	< 0,0001
Sin	Cub.	2,0027	12	6,79	< 0,0001

\*, Des.: desbroce de los restos de corta; Ret.: retirada de los restos de corta mediante pinza de tractor; Sin: permanencia de los restos de corta sobre el terreno sin alterar; Cub.: bajo cubierta arbórea.

**Tabla 98.** Valores de temperatura media y humedad del suelo en parcelas de experimentación sometidas a tres tratamientos de manejo de los restos de corta (Des., Ret., Sin) y en parcelas con cubierta arbórea (Cub.). En cursiva la desviación típica.

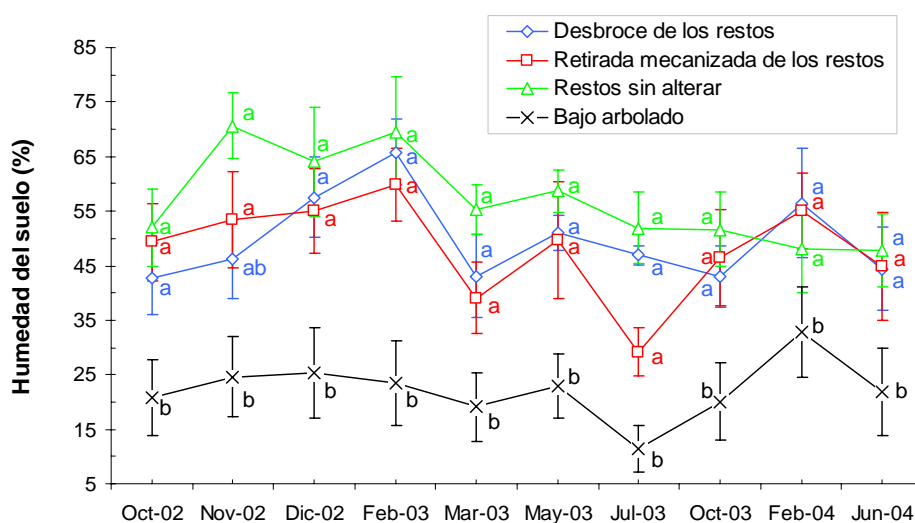
Fecha muestreo	Tª media del suelo (°C)				Humedad del suelo (%)			
	Des.*	Ret.*	Sin*	Cub.*	Des.*	Ret.*	Sin*	Cub.*
24-25	13,7a	13,3ab	12,8ab	12,5b	42,7a	49,3a	52,0a	20,7b
Oct.- 02	<i>0,2</i>	<i>0,2</i>	<i>0,2</i>	<i>1,3</i>	<i>4,2</i>	<i>4,6</i>	<i>4,7</i>	<i>3,7</i>
28-29	8,0	8,2	8,3	10,4	46,2ab	53,5a	70,7a	24,6b
Nov.- 02	<i>0,3</i>	<i>0,1</i>	<i>0,0</i>	<i>1,2</i>	<i>4,6</i>	<i>5,8</i>	<i>3,9</i>	<i>2,5</i>
16-17	13,8a	13,7ab	14ab	10,3b	57,6a	55,0a	64,0a	25,3b
Dic.- 02	<i>0,1</i>	<i>0,2</i>	<i>0,3</i>	<i>0,9</i>	<i>4,7</i>	<i>5,1</i>	<i>6,5</i>	<i>2,4</i>
4-5	10,9a	10,9a	11,1ab	7,6b	65,9a	59,8a	69,4a	23,5b
Feb.- 03	<i>0,2</i>	<i>0,1</i>	<i>0,1</i>	<i>0,5</i>	<i>3,9</i>	<i>4,4</i>	<i>6,7</i>	<i>2,5</i>
18-19	8,0a	7,6a	8,0a	14,9b	43,0a	39,1a	55,4a	19,1b
Mar.-03	<i>0,3</i>	<i>0,1</i>	<i>0,3</i>	<i>1,2</i>	<i>4,9</i>	<i>4,3</i>	<i>2,9</i>	<i>1,5</i>
6-7	13,7a	14,1a	13,5a	13,3b	51,0a	49,7a	58,7a	22,8b
May.- 03	<i>0,3</i>	<i>0,4</i>	<i>0,5</i>	<i>1,0</i>	<i>2,0</i>	<i>6,9</i>	<i>2,5</i>	<i>1,3</i>
23-24	24,9a	26,8a	23,0a	18,3b	46,9a	29,2a	51,9a	11,5b
Jul.-03	<i>0,6</i>	<i>0,5</i>	<i>0,6</i>	<i>0,8</i>	<i>2,2</i>	<i>5,7</i>	<i>8,4</i>	<i>2,2</i>
15-16	15,9a	15,0a	15,8a	14,1b	43,0a	46,5a	51,7a	20,1b
Oct.-03	<i>0,1</i>	<i>0,2</i>	<i>0,1</i>	<i>0,9</i>	<i>7,2</i>	<i>11,6</i>	<i>9,0</i>	<i>3,8</i>
3-4	15,5a	14,8a	14,6a	13,4b	56,4a	55,1a	48,0a	32,9b
Feb.-04	<i>0,2</i>	<i>0,1</i>	<i>0,7</i>	<i>1,0</i>	<i>13,0</i>	<i>9,2</i>	<i>10,4</i>	<i>3,5</i>
29-30	15,5a	14,8a	14,6a	13,1b	56,4a	55,1a	48,0a	21,9b
Jun.-04	<i>0,2</i>	<i>0,1</i>	<i>0,7</i>	<i>1,7</i>	<i>13,0</i>	<i>9,2</i>	<i>10,4</i>	<i>2,4</i>

\*Des.: desbroce de los restos de corta; Ret.: retirada de los restos de corta mediante pinza de tractor; Sin: permanencia de los restos de corta sobre el terreno sin alterar; Cub.: bajo cubierta arbórea. Letras minúsculas distintas en cada fecha indican diferencias entre las medias de los tratamientos hasta ese período de muestreo tras el análisis de varianza de medidas repetidas, con un nivel de significación del 5 %.  $a > b > c > d$  ( $F(p) > 0,05$ ).

#### 4.5.2.2. Humedad del suelo

Tras la eliminación de la cubierta arbórea, los niveles de humedad edáfica aumentaron significativamente en los tres tratamientos de restos de corta practicados (Tabla 98). Este aumento de la humedad fue proporcional al grado de cobertura del terreno, de modo que los mayores aumentos se registraron en el tratamiento donde los restos de corta permanecieron sin

alterar sobre el terreno (Figura 51). De cualquier modo, las diferencias entre los tres tratamientos practicados para el manejo de restos no fueron significativas en ninguno de los momentos de muestreo a lo largo del período de estudio (Tablas 98 y 99).



**Figura 51.** Evolución de la humedad del suelo en las parcelas de experimentación en las que se practicaron tres tipos de gestión de restos de corta y en las parcelas con cubierta arbórea. Letras minúsculas distintas en cada fecha indican diferencias entre las medias de los tratamientos hasta ese período de muestreo tras el análisis de varianza de medidas repetidas, con un nivel de significación del 5 %.  $a > b > c > d$  ( $F(p) > 0,05$ ). Barras verticales indican la desviación típica.

**Tabla 99.** Test de Tukey para la comparación múltiple entre tratamientos de los valores de humedad del horizonte superficial para el total del período de estudio (octubre 2002-junio 2004) tras el análisis de varianza de medidas repetidas.

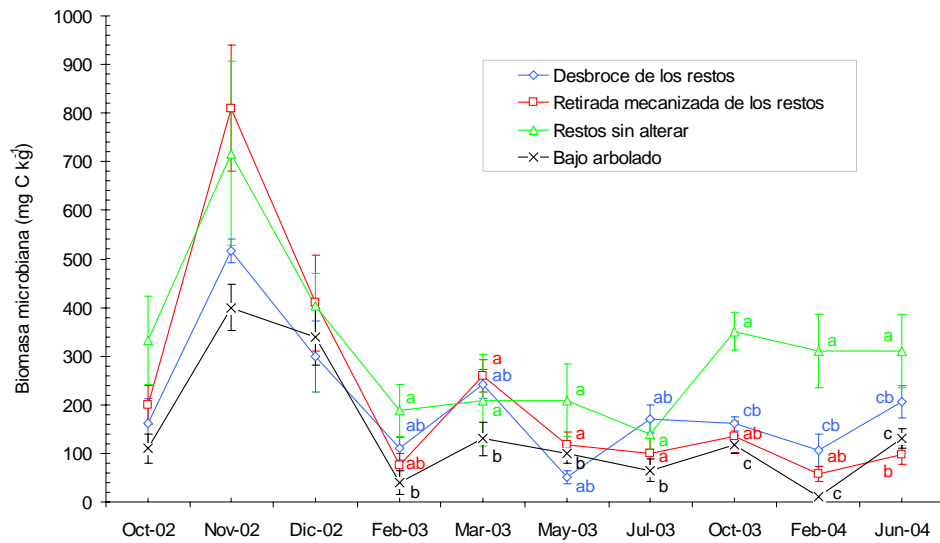
Grupo	Grupo	Estimación	G.L.	t Valor	Pr > t
Des.	Ret.	1,5028	12	0,41	0,6920
Des.	Sin.	-7,2602	12	-1,96	0,0736
Des.	Cub.	27,6637	12	7,47	< 0,0001
Ret.	Sin.	-8,7630	12	-2,37	0,0356
Ret.	Cub.	26,1610	12	7,06	< 0,0001
Sin.	Cub.	34,9240	12	9,43	< 0,0001

Des.: desbroce de los restos de corta; Ret.: retirada de los restos de corta mediante pinza de tractor; Sin.: permanencia de los restos de corta sobre el terreno sin alterar; Cub.: bajo cubierta arbórea.

Los valores de humedad y temperatura media del suelo en los tres tratamientos planteados estuvieron significativamente correlacionados, de forma que a mayores valores de humedad se registraron menores valores de temperatura media ( $r = 0,70$  para el caso de no alterar los restos;  $0,67$  en el tratamiento donde se planteaba la retirada mecanizada;  $0,56$  en el caso del desbroce; en los tres casos  $p < 0,05$ ).

#### 4.5.3. Biomasa microbiana y respiración del suelo

Los valores más altos de contenido de biomasa microbiana en todos los tratamientos planteados se registraron durante los meses iniciales de estudio, en los momentos inmediatamente posteriores a la intervención propuesta para cada tratamiento (Figura 52). En estos meses se registraron unos valores de precipitación atmosférica y de temperatura media bastante elevados (ver Tabla 98), que pudieron favorecer estos niveles tan elevados.



**Figura 52.** Evolución de la biomasa microbiana en el horizonte superficial del suelo (0-10 cm de profundidad), en las parcelas sometidas a tres tipos de tratamientos sobre los restos de corta y en las parcelas con cubierta arbórea. Letras minúsculas distintas en cada fecha indican diferencias entre las medias de los tratamientos hasta ese período de muestreo tras el análisis de varianza de medidas repetidas, con un nivel de significación del 5 %.  $a > b > c > d$  ( $F(p) > 0,05$ ). Las barras verticales indican la desviación típica.

Con respecto a los valores de contenido de C de biomasa microbiana, no se registraron diferencias significativas entre tratamientos durante los primeros cinco meses de estudio. A partir de este momento, y hasta el final del período de estudio, sí se observaron diferencias significativas. Para el total del período de estudio, el contenido de biomasa microbiana se vio significativamente afectado por el tipo de gestión de los restos de corta, siendo significativamente superior en el caso de que la totalidad de los restos de corta permaneciesen sin alterar sobre el terreno (Tablas 100 y 101). En relación con la menor temperatura y humedad del suelo, los valores más bajos de este parámetro se observaron en las parcelas control donde no se había planteado el aprovechamiento arbóreo (Tabla 101).

**Tabla 100.** Test de Tukey para la comparación múltiple entre tratamientos de los valores de contenido de biomasa microbiana al finalizar el período de estudio (octubre 2002-junio 2004) tras el análisis de varianza de medidas repetidas.

Grupo	Grupo	Estimación	G.L.	t Valor	Pr > t
Des.	Ret.	-23,8260	12	-0,68	0,5087
Des.	Sin	-114,2934	12	-3,27	0,0067
Des.	Cub.	58,8938	12	1,68	0,1180
Ret.	Sin	-90,4605	12	-2,59	0,0238
Ret.	Cub.	82,7197	12	2,37	0,0357
Sin	Cub.	173,1890	12	4,95	0,0003

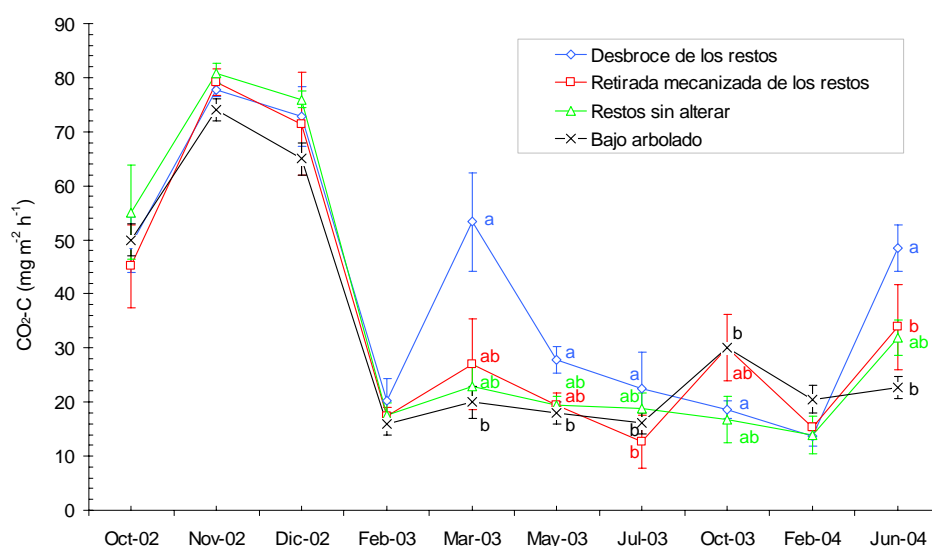
Des.: desbroce de los restos de corta; Ret.: retirada de los restos de corta mediante pinza de tractor; Sin: permanencia de los restos de corta sobre el terreno sin alterar; Cub.: bajo cubierta arbórea.

**Tabla 101.** Propiedades microbiológicas (contenido de biomasa microbiana, respiración y tasa de metabolización microbiana) de los suelos de las parcelas de experimentación sometidas a tres tratamientos de manejo de los restos de corta (Des., Ret., Sin) y en parcelas con cubierta arbórea (Cub.). En cursiva la desviación típica.

Fecha muestreo	C-Biomasa microbiana (mg C/kg suelo seco)				Emisión de CO <sub>2</sub> (mg m <sup>-2</sup> hora <sup>-1</sup> )				qCO <sub>2</sub> (mg CO <sub>2</sub> -C m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> biom.microb. kg ss.)			
	Des.	Ret.	Sin	Cub.	Des.	Ret.	Sin	Cub.	Des.	Ret.	Sin	Cub.
24-25	161,4	200,2	331,7	100,7	49,1	45,2	55,1	50,1	0,304b	0,225c	0,166d	0,455a
Oct.- 02	<i>102,7</i>	<i>81,2</i>	<i>181,4</i>	<i>60,4</i>	<i>10,3</i>	<i>14,0</i>	<i>16,2</i>	<i>7,2</i>	<i>0,081</i>	<i>0,066</i>	<i>0,091</i>	<i>0,191</i>
28-29	516,0	809,9	717,5	400,5	77,7	79,2	80,7	74,7	0,150b	0,098c	0,113d	0,185a
Nov.- 02	<i>50,4</i>	<i>260,7</i>	<i>380,5</i>	<i>98,5</i>	<i>2,3</i>	<i>5,6</i>	<i>4,5</i>	<i>6,5</i>	<i>0,046</i>	<i>0,033</i>	<i>0,066</i>	<i>0,072</i>
16-17	298,9	409,5	403,5	340,5	72,8	71,5	75,9	65,9	0,244b	0,175c	0,188c	0,191a
Dic.- 02	<i>146,4</i>	<i>197,3</i>	<i>132,5</i>	<i>118,5</i>	<i>12,9</i>	<i>18,9</i>	<i>3,4</i>	<i>6,4</i>	<i>0,120</i>	<i>0,059</i>	<i>0,075</i>	<i>0,102</i>
4-5	110,5ab	74,7ab	188,2a	40,2b	20,3a	17,3ab	17,5ab	16,5b	0,183b	0,232c	0,093d	0,400a
Feb.- 03	<i>46,1</i>	<i>50,3</i>	<i>107,9</i>	<i>50,9</i>	<i>8,1</i>	<i>3,5</i>	<i>4,6</i>	<i>4,6</i>	<i>0,091</i>	<i>0,112</i>	<i>0,032</i>	<i>0,189</i>
18-19	224,2ab	260,0a	209,2a	130,2b	53,3a	27,1ab	22,9ab	20,9b	0,220b	0,104c	0,110d	0,154a
Mar.-03	<i>60,7</i>	<i>66,5</i>	<i>189,9</i>	<i>70,9</i>	<i>18,6</i>	<i>16,8</i>	<i>7,8</i>	<i>7,8</i>	<i>0,098</i>	<i>0,041</i>	<i>0,038</i>	<i>0,056</i>
6-7	50,8ab	116,6a	208,4a	100,4b	27,8a	19,5b	19,5ab	18,5b	0,546a	0,167b	0,093c	0,180a
May.- 03	<i>26,5</i>	<i>56,3</i>	<i>148,6</i>	<i>42,6</i>	<i>4,6</i>	<i>4,6</i>	<i>3,4</i>	<i>4,4</i>	<i>0,201</i>	<i>0,061</i>	<i>0,045</i>	<i>0,092</i>
23-24	170,8ab	110,5a	138,9a	65,9b	22,5a	12,7b	18,9ab	16,9b	0,132b	0,127c	0,136d	0,247a
Jul.-03	<i>58,0</i>	<i>60,3</i>	<i>60,3</i>	<i>46,3</i>	<i>12,6</i>	<i>8,8</i>	<i>5,4</i>	<i>5,4</i>	<i>0,047</i>	<i>0,049</i>	<i>0,061</i>	<i>0,087</i>
15-16	160,9ac	134,3ab	351,1b	118,1c	18,7a	30,1b	16,7b	30,7b	0,116b	0,224c	0,048d	0,254a
Oct.-03	<i>29,3</i>	<i>66,6</i>	<i>73,5</i>	<i>43,5</i>	<i>3,9</i>	<i>12,4</i>	<i>8,5</i>	<i>8,5</i>	<i>0,096</i>	<i>0,102</i>	<i>0,022</i>	<i>0,101</i>
3-4	106,2ac	57,9ab	309,5b	11,5c	13,7	15,4	13,9	20,9	0,129b	0,268c	0,045d	1,752a
Feb.-04	<i>67,6</i>	<i>30,9</i>	<i>150,2</i>	<i>4,2</i>	<i>3,9</i>	<i>1,5</i>	<i>6,6</i>	<i>6,6</i>	<i>0,037</i>	<i>0,096</i>	<i>0,031</i>	<i>0,598</i>
29-30	206,2cb	97,9b	310,6a	130,6c	48,5a	33,9b	31,9ab	26,4b	0,235b	0,347c	0,103d	0,174a
Jun.-04	<i>65,6</i>	<i>20,9</i>	<i>152,3</i>	<i>40,3</i>	<i>8,9</i>	<i>14,1</i>	<i>7,6</i>	<i>4,5</i>	<i>0,112</i>	<i>0,176</i>	<i>0,064</i>	<i>0,078</i>

\*Des.: desbroce de los restos de corta; Ret.: retirada de los restos de corta mediante pinza de tractor; Sin: permanencia de los restos de corta sobre el terreno sin alterar; Cub.: bajo cubierta arbórea. En el caso del contenido de biomasa microbiana y de respiración del suelo, las letras minúsculas distintas en cada fecha indican diferencias entre las medias de los tratamientos hasta ese periodo de muestreo tras el análisis de varianza de medidas repetidas, con un nivel de significación del 5 %. a > b > c > d (F(p)>0,05). Barras verticales indican la desviación típica.

La respiración del suelo tendió a aumentar tras el aprovechamiento arbóreo (Figura 53). En este período inicial los valores más altos de este parámetro se registraron en las parcelas donde los restos no se alteraron, aunque las diferencias con el resto de tratamientos no resultaron significativas (Figura 53).



**Figura 53.** Evolución de la respiración del suelo en las parcelas sometidas a tres tipos de tratamientos sobre los restos de corta y en las parcelas con cubierta arbórea. Letras minúsculas distintas en cada fecha indican diferencias entre las medias de los tratamientos hasta ese periodo de muestreo tras el análisis de

varianza de medidas repetidas, con un nivel de significación del 5 %.  $a > b > c > d$  ( $F(p) > 0,05$ ). Las barras verticales indican la desviación típica.

A partir de la primavera de 2003 aumentaron las diferencias entre tratamientos. Los valores más altos de respiración del suelo se registraron en las parcelas donde se desbrozaron los restos arbóreos de corta, y los menores en el caso de que los restos permaneciesen sobre el terreno sin alterar. Para el total del período de estudio se registraron diferencias significativas en los valores de respiración del suelo entre el tratamiento que implicó desbroce de los restos y el que planteó la retirada de éstos (Tabla 102). También para el total de los dos años de estudio, el desbroce de los restos fue el único tratamiento que mostró diferencias significativas para este parámetro con las parcelas en las que no se eliminó la cubierta arbórea (Figura 53).

**Tabla 102.** Test de Tukey para la comparación múltiple entre tratamientos de los valores de respiración del suelo al finalizar el período de estudio (octubre 2002-junio 2004) tras el análisis de varianza de medidas repetidas.

Grupo	Grupo	Estimación	G.L.	t Valor	Pr > t
Des.	Ret.	-0,6130	12	-2,42	0,0322
Des.	Sin	-0,5502	12	-2,17	0,0539
Des.	Cub.	-0,8507	12	-3,36	0,0063
Ret.	Sin	0,0627	12	0,25	0,8083
Ret.	Cub.	-0,2377	12	-0,94	0,3660
Sin	Cub.	-0,3005	12	-1,19	0,2580

Des.: desbroce de los restos de corta; Ret.: retirada de los restos de corta mediante pinza de tractor; Sin: permanencia de los restos de corta sobre el terreno sin alterar; Cub.: bajo cubierta arbórea.

Las diferencias entre tratamientos con respecto a los valores de metabolización microbiana,  $qCO_2$ , fueron significativas para la mayoría de los períodos de muestreo. Los mayores valores de  $qCO_2$  se registraron en los suelos de las parcelas control, bajo cubierta arbórea, y en las parcelas donde se desbrozaron los restos (Tabla 101). Se observaron valores significativamente más bajos de este parámetro en las parcelas donde los restos permanecieron sobre el terreno sin alterar (tratamiento Sin) (Tabla 101).

La evolución de la emisión superficial de  $CO_2$  se correlacionó significativamente con el contenido de biomasa microbiana en todas las alternativas de manejo de restos planteadas ( $r = 0,84$  para desbroce;  $r = 0,89$  para la retirada mecanizada;  $r = 0,79$  para la permanencia sobre el terreno de los restos;  $r = 0,90$  bajo cubierta arbórea; en todos los casos  $p < 0,01$ ).

En la Tabla 103 se recoge la evolución de la concentración del carbono en los suelos de las parcelas de experimentación.

**Tabla 103.** Evolución de la concentración de carbono y de la relación entre el contenido de C de la biomasa microbiana y el contenido de C orgánico en los suelos de parcelas de experimentación donde se evaluaron tres tratamientos de manejo de los restos de corta (Des., Ret., Sin) y de parcelas con cubierta arbórea (Cub.). En cursiva la desviación típica.

Tratamiento	Concentración de C ( $mg\ g^{-1}$ )				C biomasa microbiana: C orgánico (%)			
	Octubre 2002	Marzo 2003	Octubre 2003	Junio 2004	Octubre 2002	Marzo 2003	Octubre 2003	Junio 2004
Des.	84,5 <i>15,7</i>	76,2 <i>16,5</i>	68,6 <i>18,9</i>	67,2 <i>19,9</i>	0,19	0,32	0,23	0,31
Ret.	79,3 <i>12,5</i>	74,3 <i>16,3</i>	74,5 <i>14,6</i>	73,1 <i>17,6</i>	0,25	0,35	0,18	0,13
Sin	82,2 <i>18,0</i>	80,1 <i>10,3</i>	84,7 <i>16,3</i>	85,9 <i>16,3</i>	0,40	0,26	0,41	0,36
Cub.	89,1 <i>19,3</i>	83,2 <i>11,6</i>	82,0 <i>14,5</i>	76,2 <i>13,5</i>	0,12	0,16	0,14	0,17

\*Des.: desbroce de los restos de corta; Ret.: retirada de los restos de corta mediante pinza de tractor; Sin: permanencia de los restos de corta sobre el terreno sin alterar; Cub.: bajo cubierta arbórea.

No se registraron diferencias significativas entre tratamientos en relación al contenido de carbono en los suelos, ni tampoco con respecto a las parcelas donde permanecía la cubierta arbórea. Los valores más altos de concentración de C se midieron en el tratamiento donde los restos de corta permanecieron sin alterar sobre el terreno. Este tratamiento fue además el único en el que los valores de concentración de C aumentaron en el tiempo.

Los mayores valores de la relación entre el C de la biomasa microbiana y el C orgánico del suelo se observaron también en el caso de que los restos permaneciesen sin alterar sobre el terreno.

#### **4.5.4. Discusión**

##### **Influencia del tipo de gestión de los restos arbóreos de corta sobre las condiciones ambientales del suelo**

Diferentes trabajos han revelado como las operaciones selvícolas que implican la retirada o el manejo de los restos arbóreos de corta afectan a la temperatura y a la humedad del suelo. Esta alteración de las condiciones ambientales del suelo y la posible alteración de la materia orgánica repercuten en la actividad de los microorganismos y, por consiguiente, en la dinámica de CO<sub>2</sub> del suelo (Björkroth, 1993; Bengtsson y Wikström, 1993; Cortina y Vallejo, 1994; Ross et al., 1995; Lundmark-Thelin y Johansson, 1997; Santa Regina y Tarazona, 1999; Pérez-Batallón et al., 2001).

Los resultados del presente trabajo revelaron de igual modo que las operaciones de gestión de los restos de corta motivan cambios en las condiciones ambientales, que afectaron a los procesos de descomposición de la materia orgánica y de emisión de CO<sub>2</sub>. De forma similar a otras experiencias en el ámbito forestal, con la eliminación de la cubierta arbórea aumentaron la temperatura y la humedad del suelo, circunstancia que de forma indirecta pudo provocar incrementos de las tasas de mineralización de la materia orgánica (Björkroth, 1993; Santa Regina y Tarazona, 1999). Los mayores valores de temperatura del suelo registrados en el presente trabajo en las parcelas donde se retiraron o desbrozaron los restos de corta pudieron estar relacionados con un incremento de la incidencia de la radiación solar. Los valores de humedad del suelo resultaron mayores cuando los restos de corta permanecieron sobre el terreno sin alterar, debido probablemente a la reducción de la evapotranspiración.

##### **Influencia del tipo de gestión de los restos arbóreos de corta sobre las propiedades microbianas del suelo**

Los contenidos de C de la biomasa microbiana recogidos en este trabajo fueron acordes con los registrados por otros autores en terrenos forestales del noroeste peninsular (Díaz-Raviña et al., 1995; Pérez-Batallón et al., 2001), con valores oscilando frecuentemente entre 50 y 400 mg C kg<sup>-1</sup>. Pérez-Batallón et al. (2001), en una masa de *Pinus radiata* aprovechada donde se probaron diferentes alternativas de gestión de los restos de corta, observaron que el tratamiento tenía una incidencia significativa sobre la biomasa microbiana de los 15 cm superiores del suelo, con valores de este parámetro entre 150 y 900 mg C kg<sup>-1</sup>.

Diferentes autores han puesto de manifiesto la relación entre el contenido de biomasa microbiana y las condiciones de temperatura y humedad del suelo (Acea y Carballas, 1990; Bauhus y Barthel, 1995). En el presente trabajo esta correlación no resultó significativa, y la evolución del contenido de biomasa microbiana se ajustó más a la registrada en otros estudios

en los que los valores de este parámetro fueron más altos en los meses inmediatamente posteriores al aprovechamiento arbóreo, para después estabilizarse y alcanzar pequeños aumentos en los momentos en los que la temperatura del suelo era mayor (Pérez-Batallón et al., 2001).

El contenido de C de la biomasa microbiana en el suelo es el parámetro habitualmente empleado para registrar los cambios a corto plazo de la materia orgánica, resultando un indicador muy eficiente de la salud y de la productividad de un ecosistema (Carlyle, 1993; Mendham et al., 2002; Li et al., 2004). Representa una pequeña parte del total de la materia orgánica del suelo, aunque es la fracción más lábil y, por consiguiente, más sensible a cambios ambientales. En todos los tratamientos planteados en el presente trabajo la relación entre el contenido de C de la biomasa microbiana y el C orgánico total no superó el 1 %, registrándose los mayores valores en los suelos de las parcelas donde se mantuvo la totalidad de los restos sobre el terreno. Diferentes experiencias han comprobado que las operaciones de manejo de las fracciones arbóreas pueden incidir de forma directa en las tasas de incorporación de materia orgánica al suelo (Hendrickson et al., 1985; Hu et al., 1997; Chen y Xu, 2005). Fernández Filgueira (2002) observó que el nivel de C orgánico en suelos de textura franco-arenosa donde los restos de corta habían permanecido sobre el terreno después del aprovechamiento, ya sea dispersos de forma uniforme o bien dispuestos en montones, no variaba significativamente en relación a suelos bajo cubierta arbórea durante los primeros meses tras la corta, para evidenciarse en un período posterior una tendencia al descenso. Estos resultados fueron acordes con los registrados también en el presente trabajo, donde se observó que los niveles de C orgánico en las parcelas donde los restos permanecieron sobre el terreno sin alterar eran similares a los registrados bajo la cubierta arbórea, y no eran significativamente distintos a los registrados en las parcelas donde se planteó el desbroce o la retirada de las fracciones gruesas. Así, el tratamiento en el que se retiraron fundamentalmente las ramas gruesas permitió alcanzar unos correctos niveles de C orgánico gracias al mantenimiento de una importante cantidad de fracciones finas (ramas finas, ramillos y acículas), componentes que, además, por su tipo de naturaleza facilitan el acceso de los microorganismos a la materia orgánica. En la medida en que los componentes vegetales sean más afines a la propia actividad microbiana y su incorporación al suelo sea más completa, serán mayores las posibilidades de incremento de la población microbiana (Salonius, 1983).

Son numerosos los trabajos que han puesto de manifiesto el aumento del contenido de C de la biomasa microbiana en la medida en que la cantidad de restos de corta depositados sobre el suelo tras el aprovechamiento arbóreo es también mayor, generalmente ligado a mayores tasas de incorporación y de descomposición de la materia orgánica y a condiciones de mayor humedad (Ross et al., 1995; Blumfield y Xu, 2003; O'Connell et al., 2004; Chen y Xu, 2005). Pérez-Batallón et al. (2001), en los momentos iniciales tras la corta, observaron menor contenido de C en la biomasa microbiana en los lugares donde los restos de corta se retiraban del terreno que en las áreas donde se mantenía la cubierta arbórea, para igualarse en los momentos finales de la experiencia. Los contenidos más elevados de biomasa microbiana se registraron en las parcelas donde los restos fueron incorporados mecánicamente al terreno, debido al incremento del suministro de carbono y a la creación de pequeños microhábitats aeróbicos que facilitan el acceso de los microorganismos al carbono orgánico. También Mendham et al. (2002) observaron como la distribución de los residuos de corta de eucalipto sobre el terreno incrementaba la fauna microbiana en el horizonte superficial, comenzando a desaparecer este efecto varios años después del aprovechamiento. Finalmente, Hendrickson et al. (1985) y Ross et al. (1995) registraron menores valores de biomasa microbiana en el caso de realizar un aprovechamiento de árbol completo que en el caso de mantener sobre el terreno una pequeña parte de las fracciones arbóreas.

También en el presente trabajo se registraron mayores niveles de C de la biomasa microbiana en los suelos de las parcelas donde se planteó la permanencia, en mayor o menor medida, de los restos arbóreos, que en las parcelas con cubierta arbórea. Este aumento de la biomasa microbiana tras el aprovechamiento arbóreo y la incorporación de los restos de corta al suelo puede sugerir que los cambios en los aspectos cualitativos del C del suelo son ya aparentes a nivel microbiano, y que el resultado de esta actividad microbiana puede derivar en una mayor acumulación de C en el suelo a largo plazo (Ross et al., 1995; Mendham et al., 2003; O'Connell et al., 2004). Este aumento de la biomasa microbiana se debió en parte al incremento de la alcalinidad, la temperatura y la humedad del suelo y a las mayores tasas de incorporación de materia orgánica.

En el presente trabajo se evaluó, además, la incidencia sobre las propiedades microbiológicas del suelo del hipotético aprovechamiento de la biomasa de los restos de corta, planteando una retirada mecanizada que implique la extracción mayoritaria de las ramas gruesas y la permanencia sobre el suelo de una gran parte de las acículas y los ramillos. De forma análoga a lo planteado para el C orgánico del suelo, se observó una evolución similar durante la mayor parte del período de estudio del contenido de biomasa microbiana en el tratamiento donde se mantuvieron todos los restos sobre el terreno y en el que se planteó la retirada fundamentalmente de las ramas gruesas.

Considerando que intensidad de los efectos de los residuos de corta sobre el estado microbiano del suelo varía con la especie arbórea, la edad de la masa, el tipo de suelo y las condiciones climáticas (Hu et al., 1997; Mendham et al., 2002; Li et al., 2004), los resultados del presente trabajo indican que el aprovechamiento de las ramas gruesas de *Pinus pinaster*, garantizando la permanencia de una importante cantidad de fracciones arbóreas finas, puede asegurar unos niveles de C orgánico y de contenido microbiano comparables a los registrados en el caso de no alterar los restos. En otras experiencias con un planteamiento similar tampoco se registraron diferencias significativas en el comportamiento de estos parámetros entre parcelas donde se retiró una parte importante de los restos y otras donde éstos permanecieron en su totalidad sobre el terreno (Li et al., 2004)

### **Influencia del tipo de gestión de los restos arbóreos de corta sobre la tasa de respiración del suelo**

La emisión de CO<sub>2</sub> por parte de la superficie del suelo constituye el parámetro más empleado para determinar la intensidad de la actividad microbiana, así como los efectos sobre los procesos de mineralización (Tate, 1987). Este parámetro supone un indicador de los procesos y del estado del suelo, ya que integra la actividad metabólica microbiana, vegetal y la de la microfauna (Schlentner y Van Cleve, 1985; Duloey et al., 1996), incluyendo aspectos como la mineralización, la descomposición y el crecimiento vegetales (Singh y Gupta, 1997). La respiración del suelo deriva de los procesos de descomposición y de la respiración de las raíces vivas. Aunque con la metodología empleada en el presente trabajo se midieron conjuntamente ambos aspectos, la ausencia de cubierta arbórea y prácticamente de vegetación arbustiva en las parcelas de estudio implicó que los valores de emisión de CO<sub>2</sub> registrados procediesen de la actividad de los microorganismos.

Los valores de respiración del suelo registrados en este trabajo fueron del mismo orden o ligeramente inferiores a los aportados por Pérez-Batallón et al. (2001) en un terreno forestal de *Pinus radiata* en Galicia, y comparables a los observados por otros autores empleando una metodología similar (Larionova et al., 1998) también en terrenos forestales.

Algunos autores han concluido que en algunos casos la temperatura del suelo ejerce una mayor influencia sobre la dinámica de la emisión de CO<sub>2</sub> que la propia humedad edáfica

(Epron et al., 1999; Ewel et al., 1987). En este sentido, la evolución de la emisión de CO<sub>2</sub> a lo largo del período de estudio en el presente trabajo resultó similar al del contenido de biomasa microbiana. No se observó una correlación significativa entre los valores de respiración del suelo y los de la temperatura y humedad edáficas, registrándose los mayores niveles de respiración durante los meses inmediatamente posteriores a la eliminación de la cubierta arbórea, de forma semejante a la evolución observada por otros autores en otras experiencias en el noroeste peninsular (Pérez-Batallón et al., 2001).

Los trabajos que han estudiado el efecto de las operaciones de gestión de los restos de corta sobre los procesos de respiración del suelo han mostrado resultados contradictorios, marcados fundamentalmente por diferencias en las condiciones climáticas y en los tipos de suelo. Numerosas experiencias registraron incrementos de la tasa de respiración tras la desaparición de la cubierta arbórea (Ewel et al., 1987; Gordon et al., 1987; Lytle y Cronan, 1998; Startsev et al., 1998; Londo et al., 1999). En el presente trabajo, el aprovechamiento arbóreo provocó así mismo un aumento de los valores de respiración del suelo, aunque, durante la mayor parte del período de estudio las diferencias no fueron significativas entre las parcelas donde no se alteraron los restos o donde se retiraron las ramas gruesas y las parcelas con cubierta arbórea. La permanencia sobre el terreno de la mayor parte de las fracciones finas de copa, en el caso de plantear el aprovechamiento de las ramas gruesas, permitió mantener unos niveles de actividad microbiana comparables a los registrados en las parcelas donde no se alteraron los restos o donde aún permanecía la cubierta arbórea, de forma similar a lo que diferentes autores han concluido para distintos ensayos de programas de aprovechamiento de los restos (Fernández et al., 1993; Toland y Zak, 1994).

El mantener sobre el terreno una importante proporción de acículas y ramillos pudo contribuir al aporte de materia orgánica y al incremento de las tasas de descomposición, especialmente porque se pueden incorporar al terreno de forma más fraccionada (Smith et al., 1994a; Hendrickson et al., 1989; Olsson et al., 1996b; Jurgensen et al., 1997). En este sentido, las mayores tasas de respiración del suelo en las parcelas donde se procedió al desbroce de los restos, se debió no sólo a la incorporación de una importante cantidad de materia orgánica sino a que el astillado de los restos facilitó el acceso de los microorganismos a esta materia orgánica.

## 5. Conclusiones

En los últimos años, el aprovechamiento energético e industrial de la biomasa arbórea, especialmente de los restos de corta, parece una interesante alternativa. El aprovechamiento de esta biomasa necesita herramientas para poder cuantificar de manera sencilla la cantidad de materia disponible y prevenir los potenciales riesgos sobre el medio ambiente. En este sentido, en el presente trabajo se ha modelizado la biomasa arbórea y se han caracterizado nutricionalmente los sistemas forestales de las especies arbóreas más representativas de Galicia. A partir de diferentes modelos de crecimiento para estas especies y de su caracterización nutricional se ha simulado la evolución de la dinámica nutricional de estas masas bajo diferentes regímenes selvícolas y de aprovechamiento, evaluando la incidencia de la retirada del monte de las fracciones arbóreas no maderables. Se abordó también la influencia de diferentes tratamientos de manejo de los restos arbóreos de corta sobre distintos aspectos del balance hidroequímico y sobre determinados procesos y condiciones ambientales del suelo.

En este capítulo se resumen las conclusiones más importantes derivadas de los estudios y análisis llevados a cabo en esta tesis.

### **Conclusiones relativas a la determinación y modelización de la biomasa arbórea de *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus* y *Quercus robur*.**

- Los modelos de tipo alométrico, con el empleo del diámetro normal y la altura total como variables independientes, fueron los que presentaron un mejor ajuste en la mayoría de los casos.
- El empleo de regresión ponderada permitió reducir los problemas derivados de la heterocedasticidad generalmente asociada a este tipo de ajustes.
- El empleo de una metodología de ajuste simultáneo de las funciones de biomasa de las diferentes fracciones arbóreas garantizó la compatibilidad de estas ecuaciones, de modo que la suma de las estimaciones obtenidas para los diferentes componentes arbóreos representa la biomasa total.
- Las masas adultas de *Eucalyptus globulus* acumularon un promedio de 233 Mg ha<sup>-1</sup> de biomasa arbórea al final del turno, lo que supone una tasa de incremento anual de 13 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. En el caso de *Pinus pinaster* estos valores ascendieron a 350 Mg ha<sup>-1</sup> y 8,8 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente.
- Las masas adultas de *Quercus robur* acumularon una elevada cantidad de biomasa de ramas, alrededor de 67 Mg ha<sup>-1</sup>. En el caso de las especies de crecimiento rápido, las masas adultas de *Pinus pinaster* presentan mayor biomasa de ramas que las de *Eucalyptus globulus*, con valores de 49 Mg ha<sup>-1</sup> (1,22 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) y 19 Mg ha<sup>-1</sup> (1,07 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>), respectivamente.
- Los porcentajes de acumulación de biomasa en las diferentes fracciones arbóreas con respecto a la biomasa total resultaron bastante constantes en todas las masas estudiadas, independientemente del tipo de selvicultura practicada y de la edad de la masa.

### **Conclusiones relativas a la caracterización nutricional de los sistemas de *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus* y *Quercus robur* y al aprovechamiento de la biomasa arbórea de estas especies**

- La integración de modelos de crecimiento de rodales forestales, modelos predictivos biomasa de árbol individual, y las concentraciones de nutrientes en las fracciones arbóreas, permitió predecir las extracciones y reincorporaciones de nutrientes al sistema durante las operaciones de aprovechamiento a lo largo de la rotación.
- Las fracciones arbóreas de copa de las tres especies estudiadas acumulan una importante cantidad de nutrientes. En el caso de *Eucalyptus globulus* destacaron las elevadas concentraciones de Ca y Mg en la corteza. La reincorporación al terreno de estas fracciones permitiría recuperar buena parte de los elementos que la masa ha ido asimilando a lo largo de la rotación.
- La caracterización nutricional de los sistemas forestales de *Pinus pinaster* y *Eucalyptus globulus* reveló una baja estabilidad para diferentes elementos, y permite considerar que, sin un adecuado programa selvícola, las operaciones de aprovechamiento intensivo que plantean la extracción de la mayor parte de las fracciones arbóreas pueden implicar la reducción de las reservas de nutrientes del suelo a largo plazo. Esta circunstancia es más probable en los sistemas de *Eucalyptus globulus*, debido a su mayor demanda nutricional y a las cortas rotaciones planteadas. Los elementos más críticos son P, Ca y Mg, lo que se corresponde con las frecuentes deficiencias de las masas forestales de Galicia.
- Los resultados de las simulaciones pusieron de manifiesto los altos valores de extracción anual de nutrientes en los sistemas de *Eucalyptus globulus* y la relativa frugalidad de *Pinus pinaster*. Se constató así mismo las ventajas que desde un punto de vista de la economía de nutrientes implican los regímenes de claras fuertes en las masas de pino, así como los negativos efectos que conlleva el habitual aprovechamiento conjunto de madera y corteza, y que resulta especialmente relevante en los eucaliptales.
- Los resultados de las parcelas de experimentación revelaron que, si el aprovechamiento de los restos arbóreos de corta se limitaba a las ramas más gruesas, permaneciendo sobre el terreno los ramillos, hojas y, especialmente, un mantillo bien desarrollado, las tasas de generación de escorrentía superficial y la pérdida de nutrientes a través de estas aguas se mantenían en unos niveles que no condicionaban la estabilidad del sistema. Este tipo de aprovechamiento generó un ligero incremento de la cantidad de agua de escorrentía, que no debería presentar repercusión en el funcionamiento hidrológico de las cuencas. Tampoco se registraron efectos negativos sobre la composición química de las aguas de escorrentía. Los balances hidrogeoquímicos revelaron que los aportes de nutrientes a través de la precipitación atmosférica compensaban las pérdidas derivadas de los procesos de escorrentía.
- Las operaciones de manejo de los restos de corta en zonas recientemente aprovechadas motivaron cambios en las condiciones ambientales y en las propiedades biológicas de los suelos en relación a las zonas donde se mantuvo la cubierta arbórea. Las operaciones que implicaron la incorporación de los residuos de corta al suelo motivaron el incremento de la actividad microbiana del suelo y de su contenido de materia orgánica. El aprovechamiento de las ramas gruesas implicó una ligera disminución del contenido microbiano del suelo con respecto a las zonas donde la totalidad de los restos de corta permanecieron sobre el terreno, aunque no se registraron diferencias significativas en lo que respecta a las tasas de respiración del suelo.
- El aprovechamiento sostenible de la biomasa arbórea en los sistemas forestales de especies de crecimiento rápido debe realizarse a través de una gestión selvícola que

asegure la conservación de la capacidad productiva de los suelos. Algunas de las recomendaciones para una gestión que reduzca los costes nutricionales del aprovechamiento forestal pueden ir orientadas hacia:

- Realizar fertilizaciones con P, Ca, Mg y K, en cantidades que compensen las extracciones del aprovechamiento, especialmente en los casos en los que no se planteen el descortezado en monte.
- Promover la restitución natural de nutrientes, fomentando los esquemas selvícolas que planteen menores densidades que las consideradas en la actualidad.
- Evitar la retirada de ramillos y hojas tras el aprovechamiento, debido a que estas fracciones no sólo proporcionan nutrientes durante el proceso de descomposición, sino que contribuyen a mantener los contenidos de materia orgánica en el suelo.
- Limitar el aprovechamiento de los restos de corta a los terrenos más productivos, mecanizables y con menor riesgo de erosión.

## 6. Referencias bibliográficas

- ACEA, M.J.; CARBALLAS, T. (1990). Principal components analysis of the soil microbial population of humid zone of Galicia (Spain). *Soil Biol. Biochem.* 22: 749-759.
- ACOSTA-MIRELES, M.; VARGAS-HERNÁNDEZ, J.; VELÁSQUEZ-MARTÍNEZ, A.; ETCHEVERS-BARRA, J.D. (2002). Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oxaca, México, *Agrociencia* 36: 725-736.
- ADAMS, M.A.; ATTIWILL, P.M. (1982). Nitrate reductase activity and growth response of forest species to ammonium and nitrate sources of nitrate. *Plant and Soil* 66: 373-381.
- ADAMS, M.A.; ATTIWILL, P.M. (1988). Nutrient Cycling in Forest Northeast Tasmania. For. Res. Council. Tasmania. 214 p.
- ADAMS, P.W.; BOYLE, J.R. (1982). Soil fertility changes following clearcut and whole tree harvesting and burning in Central Michigan. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 638-640.
- ADAMSON, J.K.; HORNUNG, M.; PYATT, D.G.; ANDERSON, A.R. (1987). Changes in solute chemistry of drainage waters following the clearfelling of a sitka spruce plantation. *Forestry* 60: 165-177.
- ALBADALEJO, J.; MARTÍNEZ-MENA, M.; GARCÍA, C.; CASTILLO, V. (1994). Changes in soil physical properties induced by soil degradation. 15 *Trans. Int. Congr. Soil Sci. Acapulco. México. Vol. 26: 250-251.*
- ALBALADEJO, J. (1995). Estimating erosion rates. Field experiments p. 279-292. En: R. Fantechi et al. (ed). *Desertificación in a European context. Physical and socio-economic aspects.* European Commission, Brussels.
- ALDER, D. (1980). Estimación del volumen forestal y predicción del rendimiento. *Estudios FAO. MONTES 22/2.* Roma.
- ALENDAG, I.S.; HORTON, K.W. (1981). Single-tree equations for estimating biomasa of trembling aspen, large tooth aspen and white birch in Ontario. *For. Chron.* 57: 169-173.
- ALMEIDA, P.A.; RIEKERK, H. (1990). Water balance of *Eucalyptus globulus* and *Quercus suber* forest stands in South Portugal. *For. Eco. Manage.* 38: 55-64.
- ALMOROX, J.; DE ANTONIO, R.; SAA, A.; CRUZ DÍAZ, M<sup>a</sup>; GASCÓ, J.M. (1994). Métodos de estimación de la erosión hídrica. Editorial Agrícola Española. S.A.
- ÁLVAREZ E.; MARTÍNEZ A.; CALVO R.M. (1992). Geochemical aspects of aluminium in forest soils in Galicia (NW Spain). *Biogeochemistry* 16: 167-180.
- ÁLVAREZ ÁLVAREZ, P. (2004). Evolución y análisis de los viveros forestales en Galicia. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. Escuela Politécnica Superior de Lugo.
- ÁLVAREZ GONZÁLEZ, J.G.; RUIZ, A. (1995). *Dasometría: introducción a las técnicas de modelización forestal.* Universidad de Santiago de Compostela. Escuela Politécnica Superior de Lugo. 83 p.

- ÁLVAREZ, J.G.; RODRÍGUEZ SOALLEIRO, R.; VEGA, G. (1999). Elaboración de un modelo dinámico para rodales regulares de *Pinus pinaster* Ait en Galicia. Invest. Agrar.: Sist. Recur. For. 8: 319-334.
- ANDERSON, F. (1971). Method and preliminary result of estimation of biomass end primary production in south Swedish mixed deciduos wood-land. En: Symposium on the productivity of forest ecosystems. Brusels 1959. Productivity of forest ecosystems. Ed. Por. P. Duvigneaud. Paris, UNESCO. 1971. p. 281-287.
- ANDERSON, H.W. (1976). Fire effects on water supply, floods and sedimentation. Proc. Tall Timbers Fire Ecology Conf. Pacific Northwest. 15: 249-260.
- ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. (1989). Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. Soil Biol. Biochem. 21: 471-479.
- ANDRÉ, F.; PONETTE, Q. (2003). Comparison of biomass and nutrient content between oak (*Quercus petraea*) and hornbeam (*Carpinus betulus*) trees in a coppice-with-standards in Chimay (Belgium), Ann. For. Sci. 60: 489-502.
- APPLEGATE, G.B. (1982). Biomass of Blackbutt (*Eucalyptus pilularis* Sm.) forest and Fraser Island. MSc. Thesis, University of New England, Armilade.
- ASSMANN, E. (1970). The principles of forest yields study. Pergamon Press, Oxford, New York, 506 p.
- ATTIWILL, P.M.; OVERTON, J.D. (1968). Determination of forest biomass. For. Sci. 14: 13-15.
- ATTIWILL, P.M.; ADAMS, M.E. (1996). Nutrition of *Eucalyptus*. CSIRO Publishing, Collingwood, Australia.
- AUGUSTO, L.; RAGER, J.; PONETTE, Q.; RAPP, M. (2000). Relationships between forest tree species, stand production and stand nutrient amount. Ann. For. Sci. 57: 313-324.
- AUCLAIR, D.; METAYER, S. (1980). Méthodologie de l'évaluation de la biomasse aérienne sur pied et de la production en biomasse des taillis. Acta Oecologica (Oecol. Applic.), 1: 357-377.
- AUST, W.M.; REISINGER, T.M.; BURGER, J.A.; STOKES, B.J. (1993). Comparative effects of aerial and ground logging on soil properties in a tupelo-cypress wetland. For. Ecol. Manage. 50: 57-73.
- AVERY, T.E.; BURKHART, H.E. (1994). Forest measurements. Ed. 4. McGraw-Hill, Nueva York. 408 p.
- BAEUMLER, R.; ZECH, W. (1999). Soil solution chemistry and impact of forest thinning in mountain forests in the Bavarian Alps. For. Ecol. Manage. 108: 231-248.
- BAILEY, R.L.; DELL, T.R. (1973). Quantifying diameter distributions with the Weibull Function. For. Sci. 19: 97-104.
- BAKER, T.G.; ATTIWILL, P.M. (1985). Above-ground nutrient distribution and cycling in *Pinus radiata* and *Eucalyptus obliqua* forests in south-eastern Australia. For. Ecol. Manage. 13: 41-52.

- BAKER, T.G.; WILL, G.M.; OLIVER, G.R. (1989). Nutrient release from silvicultural slash: leaching and decomposition of *Pinus radiata* needles. For. Ecol. Manage. 27: 53-60.
- BAKKER M. (1999). Fine-root parameters as indicators of sustainability of forest ecosystems, For. Ecol. Manage. 122: 7-16.
- BALCI, N.; OZYUVACI, N. (1974). Variation in erodibility of soils as related to parent material, solpe exposure, land-use and sampling depth in two different regions of Turkey. Revue de la Faculté des Sciences Forestières de l'Université d'Istanbul, Tome XXIV, n° 2: 79-107.
- BALDWIN, V.C. (1987). A summary of equations for predicting biomass of planted southern pines. Pag. 157-171, en: Estimating tree biomass regressions and their error. Proc. of the Workshop on tree biomass regression functions and their contribution to the error of forest inventory estimates. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. NE-117-303 p.
- BALLARD, R.; WILL, G.M.; OLIVER, G.R. (1981). Removal of logging waste, thinning debris, and litter from a *Pinus radiata* pumice soil site. N. Z. J. For. Sci. 11: 152-163.
- BARÁ, S.; TOVAL, G. (1983). Calidad de estación del *Pinus pinaster* Ait. en Galicia. Comunicaciones INIA. Serie Recursos Naturales 24, Madrid.
- BARÁ, S. (1991). Fertilización forestal. Consellería de Agricultura, Gandería e Montes. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- BARRENA, V.M. (1988). La regresión ponderada en la elaboración de ecuaciones de volumen. Revista Forestal del Perú, 15(2): 21-28.
- BARRIO ANTA, M. (2003). Crecimiento y producción de masas naturales de *Quercus robur* L. en Galicia, Tesis doctoral, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela.
- BARRON-GAFFORD, G.; WILL, R.E.; COLTER-BURKES, E.; SHIVER, B.; TESKEY, R.O. (2003). Nutrient concentrations and contents, and their relation to stem growth, on intensively managed *Pinus taeda* and *Pinus elliottii* stands of different planting densities. For. Sci. 49: 291-300.
- BARROS, N.F.; NOVAIS, R.F. (1996). Eucalypt nutrition and fertilizer regimes in Brazil. En: Attiwill, P.A.; Adams, M.A. (Eds.). Nutrition of Eucalypts, 335-355. CSIRO Publishing, Collingwood, Australia
- BASKERVILLE, G.L. (1972). Use of logarithmic regression in the estimation of plant biomass. Can. J. For. Res. 2: 49-53.
- BASURCO F.; NORIEGA, M.; ROMERAL L.; TOVAL G. (2001). Ensayos de fertilización localizada en masas clonales de *Eucalyptus globulus* en el momento de la plantación en la provincia de A Coruña. III Congreso Forestal Español, mesa 3, p. 671-675.
- BATCHELER, C.L. (1975). Test of a distance technique for inventory of pine plantations. 1-15.
- BAUHUS, J.; BARTHEL, R. (1995). Mechanisms of carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps. II. The role of soil microbial biomass. Plant Soil. 168-169: 585-592.
- BEASLEY, R.S. (1997). Intensive site preparation and sediment losses on steep watersheds in the Gulf Coastal Plain. Soil Sci. Soc. Am. J. 43: 412-417.

- BEASLEY, R.S.; GRANILLO, A.B. (1998). Sediment and water yields from managed forests on flat coastal plain sites. *Water Resour. Bull.* 24: 361-366.
- BEAUCHAUMP, J.J.; OLSON, J.S. (1973). Corrections for bias in regression estimates after logarithmic transformation. *Ecology* 54: 1403-1407.
- BEKE, G.J.; LINDWALL, C.W.; ENTZ, T.; CHANNAPPA, T.C. (1989). Sediment and runoff water characteristics as influence by cropping and tillage practices. *Can. J. Soil Sci.* 69: 639-647.
- BELANGER, R.P. (1973). Volume and weight tables for plantation-grown Sycamore. USDA Forest Service Research Paper SE-107. 8 p.
- BELSEY, D.A. (1991). Conditioning diagnostics, collinearity and weak data in regression. Wiley, New York. 396 p.
- BENGOA, J.L.; SAN MIGUEL, A.; ALLUE, M. (1991). Estimación de biomasa y determinación de calidad en tallares de rebollo (*Quercus pyrenaica* Willd.) de La Rioja. III. Reunión de la Asociación de Ecología Terrestre. León, Septiembre. 15 p.
- BENGOA, J.L. (1999). Análisis de un modelo de crecimiento en altura de masas de forestales. Aplicación a las masas de *Quercus pyrenaica* de La Rioja. Tesis Doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid.
- BENGTSSON, J.; WIKSTRÖM, F. (1993). Effects of whole-tree harvesting on the amount of soil C: model results. *New. Zeal. J. For. Sci.* 23: 380-389.
- BENITO RUEDA, E.; GÓMEZ ULLA, A.; DÍAZ-FIERROS, F. (1986). Descripción de un simulador de lluvia para estudios de erodebilidad del suelo y estabilidad de los agregados al agua. *An. Edafol. Agrobiol.*, XLV (9-10): 1115-1128.
- BENITO, E.; SOTO, B.; DIAZ FIERROS, F. (1991). Soil erosion studies in NW Spain. En: Sala, M.; Rubio, J.L.; García-Ruiz, J.M. *Soil Erosion Studies in Spain*, Geoderma Ediciones. Logroño.
- BENITO, E.; SANTIAGO, J.L.; DE BLAS, E.; VARELA, M.E. (2003). Deforestation of water-repellent soils in Galicia (NW Spain): effects on surface runoff and erosion under simulated rainfall. *Earth Surf. Process. Landforms* 28: 145-155.
- BENT, G.C. (2001). Effects of forest-management activities on runoff components and ground-water recharge to Quablin Reservoir, Central Massachusetts. *For. Ecol. Manage.* 143: 115-129.
- BERMÚDEZ ALVITE, J.; PIÑEIRO VEIRAS, G. (2001). La biomasa forestal en Galicia. Situación actual y perspectivas de aprovechamiento. *Revista CIS-Madera* 5: 27-40.
- BERMÚDEZ ALVITE, J.; TOUZA, M. (2000). Las cifras del Tercer Inventario Forestal de Galicia y su incidencia en la industria de la transformación de la madera. *Revista CIS-Madera* 4: 6-24.
- BI, H.; HAMILTON, F. (1998). Stem volume equations for native tree species in southern New South Wales and Victoria. *Aust. For.* 4: 275-286.

- BIGING, G.; WENSEL, L.C. (1985). Site index equations for young-growth mixed conifers of northern California. N. California Forest Yield Coop. Research Note 8. Dept. of For. and Res. Mst. University California. Berkeley.
- BINKLEY, D.; O'CONNELL, A.M.; SANKARAN, K.V. (1997). Stand development and productivity. En Nambiar E.K.S.; Brown A.G. (Eds.). Management of Soil Nutrient and Water in Tropical Plantation Forests. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, pp. 419-442.
- BIRK, E.M.; TURNER, J. (1992). Response of flooded gum (*Eucalyptus grandis*) to intensive cultural treatments: biomass and nutrient content of eucalypt plantations and native forest. For. Ecol. Manage. 47: 1-28.
- BIRK, E.M. (1994). Fertiliser use in the management of pine and eucalypt plantations in Australia: a review of past and current practices. N. Z. J. For. Sci. 24: 289-320.
- BJÖKROTH, G. (1983). The influence from slash on nitrogen and organic matter in some 14-18 year old experiments with Norway spruce. Dep. Silviculture Swedish University of Agricultural Sciences, Umea. Rep. n° 9. 38 p.
- BLEVINS, R.L.; FRYE, W.W.; BALDWIN, P.L.; ROBERTSON, S.D. (1990). Tillage effects on sediment and soluble nutrient losses from a Maury silt loam soil. Journal of Environmental Quality 19: 683-686.
- BLUMFIELD, T.J.; XU, Z.H. (2003). Impact of harvest residues on soil mineral nitrogen dynamics following clearfall harvesting of a hoop pine plantation in subtropical Australia. For. Ecol. Manage. 179: 55-67.
- BOIX-FAYOS, C.; CALVO-CASES, A.; IMESON, A.C.; SORIANO SOTO, M.D.; TIEMESSEN, I.R. (1998). Spatial and short-term temporal variations in runoff, soil aggregation and other soil properties along a Mediterranean climatological gradient. Catena 33: 123-138.
- BONNEAU, M. (1988). Le Diagnostic foliaire. Rev. For. Fr. 40 (Special): 19-28.
- BONNEAU, M. (1995). Fertilisation des forêts dans les Pays tempérés. ENGREF, Nancy.
- BORDERS, B.E. (1989). System of equations in forest stand modelling. For. Sci. 35: 548-556.
- BORMANN, F.H.; LIKENS, G.E. (1979). Pattern and process in a forested ecosystem. Springer-Verlag. 253 p.
- BOROWIAK, D.S. (1989). Model discrimination for nonlinear regression models. Marcel Dekker, New York.
- BOSCH, J.M.; HEWLETT, H.D. (1982). A review of catchment experiments to determine the effects of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. J. Hydrol. 55: 3-23.
- BOSMAN, B.; REMACLE, J.; CARNOL, M. (2001). Element removal in harvested tree biomass: scenarios for critical loads in Wallonia, South Belgium, Water, Air, and Soil Pollution 1: 153-167.
- BOUWMAN, A.F. (1989). Soils and the greenhouse effect. John Wiley y Sons, Ontario.
- BOWES, M.D.; KRUTILLA, J.V.; SHERPAN, P.B. (1984). Forest management for increased timber and water yields. Water Resour. Res. 20: 655-663.

- BOYER, W.D. (1968). Foliage weight and stem growth of longleaf pine. U.S.F.S. Southern For. Exp. Sta. Res. Note 50-86.
- BOYSEN-JENSEN, P. (1932). Die Stoffproduktion der Pflanzen. Verlag von Gustav Fischer, Jena, Germany.
- BRAÑAS, J.; GONZÁLEZ-RÍO, F.; MERINO, A. (2000). Contenido y distribución de nutrientes en plantaciones de *Eucalytus globulus* del Noroeste de la Península Ibérica. Invest. Agra.: Sist. Recur. For. 9: 316-335.
- BRAÑAS, J.; GONZÁLEZ RÍO, F.; RODRÍGUEZ SOALLEIRO, R.; MERINO, A. (2000). Biomasa maderable y no maderable en plantaciones de eucalipto. Cuantificación y estimación. CIS-Madera 4: 72-75.
- BRIGGS, R.D.; CUNIA, T.; WHITE, E.H.; YAWNEY, H.W. (1987). Estimating sample tree biomass by subsampling: some empirical results. 119-127 pp. En: Wharton, E.H. y Cunia, T. (comps.). Estimating tree biomass regressions and their error. Proc. of the Workshop on Tree biomass functions and their contribution to the error of forest inventory estimates., USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. NE-117. 303 pp.
- BRIGGS, R.D.; HORNBECK, J.W.; SMITH, C.T.; LEMIN, R.C.; MC CORNACK, M.L. (2000). Long-term effects of forest management on nutrient cycling in spruce fir forests. For. Ecol. Manage. 138: 285-299.
- BROWN, J.K. (1976). Predicting crown weights for 11 Rocky Mountain conifers. En: Forest Biomass Studies. XV IUFRO Congress, Gainesville, Florida.
- BROWN, G.W. (1985). Forestry and water quality. Oregon Sta. Univ. Corvallis. Oregon. 142 p.
- BROWN, S.; GILLESPIE, A.J.R.; LUGO, A.E. (1989). Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. For. Sci. 35: 881-902.
- BROWN, S.; GILLESPIE, A.J.R.; LUGO, A.E. (1991). Biomass of tropical forests of South and Southeast Asia. Can. J. For. Res. 21: 111-117.
- BROWN, S.; LUGO, A.E. (1992). Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. Interciencia 17: 8-18.
- BRUMME, R. (1995). Mechanisms for C and nutrient release and retention in a beech forest gaps. III Environmental regulation of soil respiration and nitrous oxide emissions along a microclimatic gradient. Plant Soil 168-169: 593-600.
- BURGER, H. (1945). Holz, Blattmenge und Zuwachs. VII: Die Lärche. Mitt. Schw. Anst. f.d. Forstl. Versw. 24: 7-103. En: van Laar, A.; Akça, A. (1997). Forest mensuration. Göttingen: Cuvillier, ISBN 3-89588-874-5.
- BURGER, H. (1953). Holz, Blattmenge und Zuwachs. XIII: Fichten im gleichaltrigen Hochwald. Mitt. Schw. Anst. f.d. Forstl. Versw. 29: 38-130. En: van Laar, A.; Akça, A. (1997). Forest mensuration. Göttingen: Cuvillier, ISBN 3-89588-874-5.
- BURGER, J.A. (1996). Limitations of bioassays for monitoring forest soil productivity rationale and example. Soil Sci. Soc. Am. J. 60: 1674-1678.

- BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. (2000). Model selection and inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag. 353 p.
- BURNS, R.G.; HEWLETT, J.D. (1983). A decision model to predict sediment yield from forest practices. Water Resour. Bull. 19: 9-14.
- CAILLEZ, F. (1980). Estimación del volumen forestal y predicción del rendimiento con referencia especial a los trópicos. Vol 1. Estimación del volumen. FAO. 92 pp. Roma.
- CALVO DE ANTA, R. (1992). El eucalipto en Galicia. Sus relaciones con el medio natural. Universidad de Santiago de Compostela. A Coruña.
- CAMPBELL, J.S. (1985). Regression equations for estimating single tree biomass of trembling aspen: assessing their applicability to more than one population. For. Ecol. Manage. 11: 283-295.
- CAMPS ARBESTAIN, M.; MOURENZA, C.; ÁLVAREZ, E.; MACÍAS, F. (2004). Influence of parent material and soil type on the root chemistry of forest species grown on acid soils. For. Ecol. Manage. 193: 307-320.
- CARLYLE, J.C. (1993). Organic carbon in forested sandy soils: properties, processes, and the impact of forest management. New. Zeal. J. For. Sci. 23: 390-402.
- CARROL, S.S.; RUPPERT, D. (1988). Transformation and Weighting in Regression. Chapman y Hall, New York, 249 pp.
- CARVALHO, P.O.; CALDEIRA, M.C.; MILLARD, P.; PEREIRA, J.S. (1993). Growth, nitrogen uptake and internal cycling in *Eucalyptus globulus* seedling relation to nitrogen supply. Pag. 629-634. En: Fragoso, M.A.A.; Van Beusichem, M.L. (Eds.). Optimization of plant nutrition. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. Holanda.
- CARVALHO, J.P.; PARRESOL, B. (2003). Additivity in tree biomass components of Pyrenean oak (*Quercus pyrenaica* Willd.). For. Ecol. Manage. 179: 269-276.
- CASTEDO, F.; ALVAREZ, J.G. (2000). Construcción de una tarifa de cubicación con clasificación de productos para *Pinus radiata* D. Don en Galicia basada e una función de perfil del tronco. Invest. Agrar.: Sist. Recur. For. 9: 253-268.
- CASTILLO, V.M.; MARTÍNEZ-MENA, M.; ALBALADEJO, J. (1997). Runoff and soil loss response to vegetation removal in a semiarid environment. Soil Sci. Soc. Am. J. 61: 1116-1121.
- CERDÀ, A. (1997). The effect of patchy distribution of *Stipa tenacissima* L. on runoff and erosion. Journal of Arid Environments 36: 37-51.
- CHANDER, K.; GOYAL, S.; KAPOOR, K.K. (1995). Microbial biomass dynamics during the decomposition of leaf litter of poplar and eucalyptus in a sandy loam soil. Biol. Fert. Soils 19: 357-362.
- CHEN, C.R.; XU, Z.H. (2005). Soil carbon and nitrogen pools and microbial properties in a 6-year-old slash pine plantation of subtropical Australia: impacts of harvest residue management. For. Ecol. Manage. 206: 237-247.
- CHIBA, Y. (1998). Architectural analysis of relationship between biomass and basal area based on pipe model theory. Ecological Modelling 108: 219-225.

- CHIYENDA, S.S.; KOZAK, A. (1984). Additivity of component biomass regression equations when the underlying model is linear. *Can. J. For. Res.* 14: 441-446.
- CLARK, A. (1982). Predicting biomass production in the South. Pp. 119-139. En: Predicting growth and yield in the Mid-South. 3 1<sup>st</sup> Annual For. Symp., Hotvedt, J.E., and B.D. Jackson (eds.). Louisiana State University, Baton Rouge, LA. 160 p.
- CLARK, A.; SCHROEDER, J.G. (1986). Weight, volume, and physical properties of major hardwood species in the southern Appalachian Mountains, U.S. For. Serv. Res. Pap., SE-253.
- CLARK, A. (1987). Summary of biomass equations available for softwood and hardwood species in the southern United States. P. 173-188. En: Estimating tree biomass regressions and their error. Proc. of the Workshop on tree biomass regression functions and their contribution to the error of forest inventory estimates, Wharton, E.H.; T. Cunia (comps.). USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. NE-1 17.303 p.
- CLARK, A.; SAUCIER, J.R. (1990). Tables for estimating total-tree weights, stem weights and volumes of planted and natural southern pines in Southeast. *Geor. For. Res.* 7: 9- 24 p.
- CLAYTON, J.L. (1981). Soil disturbance caused by clearcutting and helicopter yarding in the Idaho batholith. USDA For. Serv. Res. Not. INT 305. 7 pp.
- CLAYTON, J.L.; MEGAHAN, W.F. (1997). Natural erosion rates and their prediction in the Idaho Batholith. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 33: 689-703.
- CLUTTER, J.L.; FORSTON, J.C.; PIENAAR, L.V.; BRISTER, G.H.; BAILEY, R.L. (1983). Timber management: a quantitative approach. Wiley, New York. 333 p.
- COBLE, W. (2003). Applied regression in natural resources. Arthur Temple College of Forestry. Stephen F. Austin State University, 135 pp. Publicado en Internet, disponible en [http://www.faculty.sfasu.edu/f\\_cobledw/Regression.html](http://www.faculty.sfasu.edu/f_cobledw/Regression.html).
- COMMANDEUR, P.R. (1992). Soil erosion studies using rainfall simulation on forest harvested areas in British Columbia. Proc. of the Symp. Erosion, Debris Flows and Environment in Mountain Regions. Walling, D.E., Davies, T.R. y Hasholt, B. (eds.). IAHS. Publ. 209: 21-28.
- CORNISH, P.M.; BINNS, D. (1987). Streamwater quality following logging and wildfire in a dry sclerophyll forest in Southeastern Australia. *For. Ecol. Manage.* 22: 1-28.
- CORTEZ, N.; MADEIRA, M. (1998). The effect of *Eucalyptus globulus* plantations on soil nutrient status. XVI Congreso Mundial de la Ciencia del suelo. Montpellier, Francia.
- CORTINA, J.; VALLEJO, V.R. (1994). Effects of clearfelling on forest floor accumulation and litter decomposition in a radiata pine plantation. *For. Ecol. Manage.* 70: 299-310.
- COSTA, M.; MORLA, C.; SAINZ, C. (1997). Los bosques ibéricos. Ed. Planeta, Barcelona, 572 p.
- COVELO, F.; GALLARDO, A. (2002). Effect of pine harvesting on leaf nutrient dynamics in young oak trees at NW Spain, *For. Ecol. Manage.* 167: 161-172.

- COVINGTON, W.W. (1981). Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hard-woods. *Ecology* 62: 41-48.
- CRANE, W.J.B.; RAISON, R.J. (1980). Removal of phosphorus in logs when harvesting *Eucalyptus delegatensis* and *Pinus radiata* forests on short and long rotations. *Australian Forestry* 43: 253-260.
- CROKE, J.; HAIRSINE, P.; FOGARTY, P. (2001). Soil recovery from track construction and harvesting changes in surface infiltration, erosion and delivery rates with time. *For. Ecol. Manage.* 143: 3-12.
- CROMER, R.N.; CAMERON, D.M.; RANCE, S.J.; RYAN, P.A.; BROWN, M. (1993). Response to nutrients in *Eucalyptus grandis*. 1. Biomass accumulation. 2. Nitrogen accumulation. *For. Ecol. Manage.* 62: 211-243.
- CROMPTON, J.E.; COLE, D.W. (1991). Impact of harvest intensity on growth and nutrition of successive rotations of Douglas-fir. Proc. Workshop Long-term field trials to assess environmental impacts of harvesting. IEA/BE. T6/A6. Rep. n°5. Dyck, W.J., Mees, C.A. (Eds.). Res. Inst. Rotorua, New Zealand, FRI Bul. 161: 151-161.
- CROW, T.R.; LAIDLAY, P.R. (1980). Alternative models for estimating woody plant biomass. *Can. J. For. Res.* 10: 367-370.
- CUNIA, T. (1964). Weighted least squares method and construction of volume tables. *For. Sci.* 10: 180-191.
- CUNIA, T. (1979). On sampling trees for biomass table construction: some statistical comments. Pag. 643-664. En: *Forest resource inventories, Vol.2.* Frayer, W.E. (ed.). Colorado State Univ., Fort Collins, CO. 1030 pp.
- CUNIA, T. (1981). A review of the methods of forest inventory. En: *Woodpower, New Perspectives on Forest Usage.* Talbot and Swanson (eds.), Pergamon Press, International Science and Technology Institute, pp. 9-20.
- CUNIA, T.; BRIGGS, R.D. (1984). Forcing additivity of biomass tables: some empirical results. *Can. J. For. Res.* 14: 376-384.
- CUNIA, T.; BRIGGS, R.D. (1985a). Forcing additivity of biomass tables: use of the generalized least squares method. *Can. J. For. Res.* 15: 23-28.
- CUNIA, T. (1986). Construction of tree biomass tables by linear regression techniques. Pag. 27-37. En: *Estimating tree biomass regressions and their error. Proceedings of the Workshop on tree biomass regression functions and their contribution to the error of forest inventory estimates.* 26-30 May. Syracuse, New York.
- CUNIA, T. (1988). On the error of biomass regressions and the corresponding inventory estimates. Pag. 93-109. En: *Proc. of the 9<sup>th</sup> Annual Southern Forest Biomass. Workshop,* Daniels, R.A., Watson, W.F y Savelle, I.W (eds.) Mississippi State Univ., Mississippi Sta. 216 pp.
- DAHLGREN, R.A. (1998b). Effects of forest harvest on biogeochemical processes in the Caspar Creek Watershed. Land, Air and Water Resources Paper. Final Rep. to California Dep. Forestry and Fire Protec. A. N° 8CA17039. 153 p.

- DAMBRINE, E.; VEGA, J.A.; TABOADA, T.; RODRÍGUEZ, L.; FERNÁNDEZ, C.; MACÍAS, F.; GRAS, J.M. (2000). Bilans d'éléments minéraux dans de petits bassins versants forestiers de Galice (NW Espagne). *Ann. Sci. For.* 57: 23-38.
- DAVID, J.S.; HENRIQUES, M.O.; DAVID, T.S.; TOME, J.; LEDGER, D.C. (1994). Clearcutting effects on streamflow in coppiced *Eucalyptus globulus* stands in Portugal. *J. Hydrol.* 162: 143-154.
- DE BANO, L.F. (1991). The effects of fire on soil properties. *Proceed. of the Symposium on Management and Productivity of Western-Montana forest soils.* USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT- 280: 151-156.
- DECEI, I. (1981). Biomass of high productivity trees and young beech stands. *Proc. S. 4.1., Kyoto:* 125-128.
- DE GIER, A. (1989). Woody biomass for fuel-estimating the supply in natural woodlands and shrublands. ITC publication 9. *Internat. Inst. for Aerospace Survey and Earth Sci. (ITC), Enschede, The Netherlands.*
- DE VISSER, P.H.B. (1992). The relations between chemical composition of oak tree rings, leaf, bark and soil solution in a partly mixed stand, *Can. J. For. Res.* 22: 1824–1831.
- DE VRIES, P.G. (1986). *Sampling theory for forest inventory: a teach-yourself course.* Springer-Verlag, Berlin. 399 p.
- DÍAZ FIERROS, F.; CALVO, R.; PAZ, A. (1982). As especies forestais e os solos de Galicia. *Cuad. Área de Cien. Agrarias. Sem. Estad. Galegos.* 153 p.
- DÍAZ FIERROS, F.; GIL SOTRES, F. (1984). Capacidad productiva de los suelos de Galicia. *Universidad de Santiago de Compostela.*
- DÍAZ FIERROS, F.; BENITO, E.; PÉREZ, R. (1987). Evaluation of the USLE for the prediction of erosion in burnt forest areas in Galicia (NW Spain). *Catena* 14: 1-11.
- DÍAZ FIERROS, F.; BENITO, E. (1991). Material geológico y erosionabilidad en Galicia. *Revista Académica Galega de Ciencias.* Vol. X, 126-143.
- DÍAZ-MAROTO, I. (1997). Estudio ecológico y dasométrico de las masas de carballo (*Quercus robur* L.) en Galicia. Tesis Doctoral. *Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes.* Universidad Politécnica de Madrid.
- DÍAZ-RAVIÑA, M.; ACEA, M.J.; CARBALLAS, T. (1993). Microbial biomass and C and N mineralization in forest soils. *Biores. Technol.* 43: 161-167.
- DÍAZ-RAVIÑA, M.; ACEA, M.J.; CARBALLÁS, T. (1995). Seasonal changes in microbial biomass and nutrient flush in forest soils. *Biol. Fertil. Soils* 19: 220-226.
- DIÉGUEZ, U.; BARRIO, M.; CASTEDO, F.; RUIZ, A.D.; ÁLVAREZ, M.F.; ÁLVAREZ, J.G.; ROJO, A. (2003). *Dendrometría.* Mundi-Prensa. Madrid. 327 p.
- DONOSO, S.; OBISPO, A.; SÁNCHEZ, C.; RUIZ, F.; HERRERA, M.A. (1999). Efecto del laboreo sobre la biomasa de *Eucalyptus globulus* en el suroeste de España. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.* 8: 377-386.

- DOUGLASS, J.E.; SWANK, W.T. (1972). Streamflow modification through management of eastern forests. USDA. For. Serv. Res. Pub. SE-94. 15 p.
- DOUGLASS, J.E.; GOODWIN, O.C. (1980). Runoff and soil erosion from forest site preparation practices. Proc. U.S. Forestry and Water Quality: What course in the 80's? An analysis of environmental and economic issues: 45-51.
- DRAPER, N.R.; SMITH, H. (1981). Applied regression analysis. John Wiley y Sons, New Cork, 709 pp.
- DUCHAUFOR, P.H. (1984). Edafología. 1: Edafogénesis y clasificación. Masson. Barcelona. 493 p.
- DULOREY, C.J.; MORRIS, L.A.; LOWRANCE, R. (1996). Assessing forest soil disturbance through biogenic gas fluxes. Soil Sci. Soc. Am. J. 60: 291-298.
- DYCK, W.J.; WEBBER, B.D.; BARTON, P.G. (1981). Soil-water nutrient concentrations after clearfelling and burning of *Pinus radiata*. New Zeal. J. For. Sci. 11: 128-144.
- DYCK, W.J.; COLE, D.W.; COMERFORD, N.B. (1994). Impacts of forest harvesting on long-term site productivity. Chapman and Hall. London.
- EDESO, J.M.; MERINO, A.; GONZÁLEZ, M.J.; MARAURI, P. (1999). Soil erosion under different harvesting managements in sep forestlands from Northern Spain, Land Degrad. Develop. 10: 79-88.
- EDWARDS, N.T.; ROOS-TODD, B.M. (1983). Soil carbon dynamics in a mixed deciduous forest following clear-cutting with and without residue removal. Soil Sci. Soc. Am. J. 47: 1014-1021.
- ELLIS, R.C.; GRALEY, A.M. (1983). Gains and losses in soil nutrients associated with harvesting and burning eucalypt rainforest. Plant Soil. 74: 437-450.
- EPRON, D.; FARQUE, L.; LUCOT, E.; BADOT, P.M. (1999). Soil CO<sub>2</sub> efflux in a beech forest: the contribution of root respiration. Ann. For. Sci. 56: 289-295.
- EWEL, J.; BERISH, C.; BROWN, B.; PRICE, N.; RAICH, J. (1981). Slash and burn impacts on a Costa Rica wet forest site. Ecology 62: 816-829.
- EWEL, K.C.; CROPPER, W.P.; GHOLZ, H.L. (1987). Soil CO<sub>2</sub> evolution in Florida slash pine plantations. I. Changes through time. Can. J. For. Res. 17: 330-337.
- FAHEY, T.J.; HILL, M.O.; STEVENS, P.A.; HORNING, M.; ROWLAND, P. (1991). Nutrient accumulation in vegetation following conventional and whole-tree harvest of Sitka spruce plantations in North Wales, Forestry 64: 271-288.
- FAHEY, B. (1994). The effect of plantation forestry on water yield in New Zealand. N. Z. Forestry. 39: 18-23.
- FANG, J.Y.; WANG, Z.M. (2001). Forest biomass estimation at regional and global levels, with special reference to China's forest biomass. Ecol. Res. 16: 587-592.
- FAO (2001). Global forest resource assessment 2000. FAO Forestry Paper 140. FAO, Rome.

- FARRISH, K.W.; ADAMS, J.C.; THOMSON, C.V. (1993). Soil conservation practices on clearcut forestlands in Louisiana. *J. Soil and Water Conserv.* 48: 136-139.
- FASSBENDER, H.; BORNEMISZA, E. (1987). Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). San José, 420 p.
- FELLER, M.C.; KIMMINS, J.P. (1984). Effects of clearcutting and slash burning on streamwater chemistry and watershed nutrient budgets in Southwestern British Columbia. *Water Resour. Res.* 20: 29-40.
- FERNÁNDEZ, A. (1982). Evaluación de la producción y productividad del monte bajo de *Eucalyptus globulus*. Publicaciones del Centro Forestal de Lourizán (Pontevedra).
- FERNÁNDEZ, A.; GONZÁLEZ DEL RÍO, F.; MERINO, A. (1998). Efectos de la fertilización sobre las concentraciones foliares de nutrientes en *Eucalyptus globulus*. Memoria de la Universidad de Santiago de Compostela para CEASA. Inédito.
- FERNÁNDEZ, I.J.; SON, Y.; KRASKE, C.R.; RUSTAD, L.E.; DAVID, M.B. (1993). Soil carbon dioxide characteristics under different forest types and alter harvest. *Soil Soc., Am. J.* 57: 1115-1121.
- FERNÁNDEZ, C.; VEGA, J.A.; GRAS, J.M.; FONTURBEL, T.; CUIÑAS, P.; DAMBRINE, E.; ALONSO, M. (2004). Soil erosion after *Eucalyptus globulus* clearcutting: differences between logging slash disposal treatments. *For. Ecol. Manage.* 195: 85-95.
- FERNÁNDEZ MARCOS, C. (1997). Evaluación en cámara de crecimiento de tres métodos de determinación de fósforo asimilable en suelos no calcáreos. *Edafología*, 3: 189-203.
- FERNÁNDEZ FILGUEIRA, C. (2002). Influencia de actuaciones selvícolas y perturbaciones en el balance hídrico y dinámica de nutrientes en cuencas experimentales. Su conexión con la sostenibilidad de la silvicultura intensiva en especies forestales de crecimiento rápido en Galicia. Tesis Doctoral. Universidad de Vigo. 505 p.
- FERREIRA, A.J.D.; COELHO, C.O.A.; WALSH, R.P.D.; SHAKESBY, R.A.; DOERR, S.H. (2000). Hydrological implications of soil water-repellency in *Eucalyptus globulus* forest, north-central Portugal. *Journal of Hydrology* 231-232: 165-177.
- FIGUEIREDO-FILHO, A.; BORDERS, B.E.; HITCH, K.L. (1996). Number of diameters required to represent stem profiles using interpolated cubic splines. *Can. J. For. Res.* 26: 1113-1121.
- FISHER, R.F.; BINKLEY, D. (2000). *Ecology and Management of Forest Soils*. John Wiley & Sons, New York.
- FLEWELLING, J.W.; PIENAAR, L.V. (1981). Multiplicative regression with lognormal errors. *For. Sci.* 27: 281-289.
- FÖLSTER, H.; KHANNA, P.K. (1997). Dynamics of nutrient supply in plantations soils. En E. K. S. Nambiar, A. G. Brown. *Management of soil nutrient and water in tropical plantation forests*. Australian Centre for International Agricultural Research (ACIAR). Canberra. Monograph nº 43: 339-378.
- FOX, T.R. (2000). Sustained productivity in intensively managed forest plantations. *For. Ecol. Manage.* 138: 187-202.

- FRANCIS, J.K. (1984). Yield and nutrient removal by whole-tree harvest of a young bottomland hardwood stand. USDA. For. Serv. Res. Note. SO-305. 4 p.
- FRANCIS, C.F.; THORNES, J.B. (1990). Matorral: Erosión and reclamation, pag. 87-116. En: Albadalejo, J. et al. (ed). Soil degradation and rehabilitation in Mediterranean environmental conditions. CSIC, Murcia, Spain.
- FREEDMAN, B.; MORASH, R.; HANSON, A.J. (1981). Biomass and nutrient removals by conventional and whole-tree clear-cutting of a red-spruce-balsam fir stand in central Nova Scotia. Can. J. For. Res. 11: 249-257.
- FREEDMAN, B.; DAINKER, P.N.; MORASH, R. (1986). Biomass and nutrients in Nova Scotian forests and implications of intensive harvesting for future site productivity. For. Ecol. Manage. 15: 103-127.
- FUENTES, J.L. (1994). El suelo y los fertilizantes. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Ed. Mundiprensa. Madrid.
- FURNIVAL, G.M. (1961). An index for comparing equations used on constructing volume tables. For. Sci. 7: 337-341.
- GADOW, K.V.; HUI, G. (1997). Modelling stand development. Manuscrito interno. EPS de Lugo. Universidad de Santiago de Compostela. 213 p.
- GADOW, K.V.; REAL, P.; ÁLVAREZ GONZÁLEZ, J.G. (2001). Modelización del crecimiento y la evolución de los bosques. IUFRO World Series Vol. 12. Vienna. 242 p.
- GALECKI, A.T. (1994). General class of covariance structures for two or more repeated factors in longitudinal data analysis. Communications in Statistics-Theory and Methods 23: 3105-3119.
- GANDULLO, J.M. (1994). Climatología y ciencia del suelo, Fundación Conde del Valle de Salazar, E.T.S.I. Montes, Madrid, 404 pp.
- GANDULLO, J.M.; SÁNCHEZ PALOMARES, O. (1994). Estaciones ecológicas de los pinares españoles. M.A.P.A., ICONA, Colección Técnica. Madrid, 188 p.
- GANJEGUNTE, G.K.; CONDRON, L.M.; CLINTON, P.W.; DAVIS, M.R.; MAHIEU, N. (2004). Decomposition and nutrient release from radiata pine (*Pinus radiata*) coarse woody debris. For. Ecol. Manage. 187: 197-211.
- GARCÍA, O. (1995). Apuntes de mensura forestal. Estática. Instituto de manejo. Cátedra de mensura forestal. Universidad Austral de Chile. 63 p.
- GARCÍA-OLIVA, F.; MARTÍNEZ-LUGO, R.; MASS, J.M. (1995). Long-term net soil erosion as determined by <sup>137</sup>Cs redistribution in an undisturbed and perturbed tropical deciduous forest ecosystem. Geoderma. 68: 135-147.
- GARCINUÑO, J. (1995). Biomasa aérea en plantaciones jóvenes de *Eucalyptus globulus* Lab. en la costa de Valdivia, X Región. Tesis Ing. Forestal. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. Valdivia, Chile. 76 p.

- GAYOSO, J.; GUERRA, J.; ALARCÓN, D. (2002). Medición de la capacidad de captura de carbono en bosques de Chile y promoción en el mercado mundial. Universidad Austral de Chile. Proyecto FONDEF D98I1078. Valdivia, Chile.
- GEORGE, M. (1984). Nutrient removal from eucalyptus plantations by harvesting wood. *Indian Forester*. Jan.: 61-67.
- GERLACH, T. (1967). Evolutions actuelles des versants dans les Carpathes, d'après l'exemple d'observations fixes. En : L'évolution des versants. P. Macara (ed). University of Liège. 129-138.
- GIL-SOTRES, F.; DÍAZ-FIERROS, F. (1982). El fósforo en suelos forestales de la sierra de Barbanza (Galicia, España). II. Estudio de la retención del P: relación entre la sorción y las propiedades de los suelos. *Agrochimica* 26: 204-212.
- GLINEUR S. (1998). Etude dendroécologique et dendrochimique du chêne pédonculé (*Quercus robur* L.) dans un peuplement forestier d'Ardenne méridionale, Mémoire de Licence, Université Libre de Bruxelles, 116 p.
- GOH, K.M.; PHILLIPS, M.J. (1991). Effects of clearfell logging and clearfell logging and burning of a *Nothofagus* forest on soil nutrient dynamics in South Island, New Zealand-changes in forest floor organic matter and nutrient status. *New Zeal. J. of Bot.* 29: 367-384.
- GÓMEZ, M.X.; CALVO DE ANTA, R. (2001). Ciclo de agua y elementos en suelos forestales (*Pinus radiata*) de Galicia. III Congreso Forestal Español, Mesa 1 y 2, 567-572 p.
- GONZÁLEZ DONCEL, I. (1989). Tablas ponderales para la estimación de la biomasa de rebollo (*Quercus pyrenaica* Willd.) en la provincia de León. Comunicaciones INIA. Serie Recursos Naturales N° 50: 56 p.
- GONZÁLEZ ESPARCIA, E.; PENALVA RODRÍGUEZ, F.; GÓMEZ ALTAMIRO, C. (1985). Exigencias nutritivas del *Eucalyptus globulus* en el suroeste español comparadas con las de otras especies. *Anales de INIA* 9: 63-74.
- GONZÁLEZ ESPARCIA, E.; PENALVA RODRÍGUEZ, F.; RODRÍGUEZ FERNÁNDEZ, V.; GÓMEZ ALTAMIRO, C. (1985). Concentración foliar de nutrientes en *Eucalyptus globulus*, según el tratamiento fertilizante y época de aplicación. *Anales de INIA* 9: 47-56.
- GONZÁLEZ RÍO, F.; LÓPEZ, J.; ASTORGA, R.; CASTELLANOS, A.; FERNÁNDEZ, O.; GÓMEZ, C. (1997). Fertilización y control de la vegetación accesoria en plantaciones de eucalipto. *Comunicaciones II Congreso Forestal Español* 3: 271-276.
- GORDON, A.M.; SCHLETNER, R.E.; VAN CLEVE, K. (1987). Seasonal patterns of soil respiration and CO<sub>2</sub> evolution following harvesting in the white spruce forests of interior Alaska. *Can. J. For. Res.* 17: 304-310.
- GRACIA, C.; SABATÉ, S.; VAYREDA, J.; IBÁÑEZ, J. (2002). Aboveground Biomass Expansion Factors and biomass equations of forest in Catalonia, Cost E21 BEF meeting Besalú 4-5 July.

- GRAHAM, R.T.; MINORE, D.; HARVEY, A.E.; JURGENSEN, M.F.; PAGE-DUMROESE, D.S. (1991). Soil management as an integral part of silvicultural systems. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-280: 59-64.
- GRAHAM, R.T.; HARVEY, A.E.; JURGENSEN, M.F.; JAIN, T.B.; TONN, J.R.; PAGE-DUMROESE, D.S. (1994). Managing coarse woody debris in forests of the Rocky Mountains. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-477.
- GRAY, D.H.; MEGAHAN, W.F. (1981). Forest vegetation removal and slope stability in the Idaho Batholith. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-271. 23 p.
- GREENWOOD, E.A.; KLEIN, L.; BERESFORD, J.D.; WATSON, G.D.; WRIGHT, K.D. (1985). Evaporation from the understory in the jarrah forest, Southwestern Australia. *J. Hydrol.* 80: 337-349.
- GREGOIRE, T.G.; VALENTINE, H.T.; FURNIVAL, G.M. (1986). Estimation of bole volume by importance sampling. *Can. J. For. Res.* 16: 554-557.
- GREGOIRE, T.G.; DYER, M.E. (1989). Model fitting under patterned heterogeneity of variance. *For. Sci.* 35: 105-125.
- GREGOIRE, T.G.; VALENTINE, H.T.; FURNIVAL, G.M. (1995b). Sampling methods to estimate foliage and other characteristics of individual trees. *Ecology* 76: 1181-1194.
- GRIP, H.; MALMER, A.; WONG, F.K. (1994). Converting tropical rainforest to forest plantations in Sabah, Malaysia. Part I. Dynamics and net losses of nutrients in control catchments streams. *Hydrol. Proc.* 8: 179-194.
- GROVE, T.S.; THDOMMSON, B.D.; MALAJCZUK, N. (1996). Nutritional physiology of Eucalypts: uptake, distribution and utilization. En: Attiwill, P.M.; Adams, M.A. *Nutrition of eucalypts*, CSIRO, Australia, 77-108.
- GUERRA, J. (2001). Evaluación de biomasa radical gruesa en la especie *Nothofagus alpica* Oerst, provincia de Malleco. Tesis de grado presentada para optar al título de Ingeniero Forestal. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Austral de Chile. 60 p.
- GUITIÁN, F.; CARBALLAS, T. (1976). *Técnicas de análisis de suelos*, ed. Pico Sacro, Santiago de Compostela.
- GUITIÁN OJEA, F.; CARBALLAS FERNÁNDEZ, T.; MUÑOZ TABOADELA, M. (1982). *Suelos de la provincia de Lugo*. Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia. Santiago de Compostela.
- GUTTENBERG, S. (1973). Evolution of weight-scaling. *South. Lumber.* 227: 12.
- HAIRIAH, K.; SITOMPUL, S.M.; VAN NOODWICK, M.; PALM, C. (2001). Methods for sampling carbon stocks above and below ground. International Centre for Research in Agroforestry. Southeast Asian Regional Research Programme. Bogor, Indonesia. En línea <http://www.icraf.cgiar.org/sea>.
- HARDING, R.B.; GRIGNAL D.F. (1985). Individual tree biomass estimation equations for plantation-grown white spruce in northern Minnesota. *Can. J. For. Res.* 15: 738-739.

- HARDING, R.B.; GRIAL, D.F. (1986). Site quality influences on Biomass estimates for with spruce plantations. *For. Sci.* 32: 443-446.
- HARTLEY, H.O. (1961). The modified Gauss-Newton method for the fitting of nonlinear regression functions by least squares. *Technometrics* 3: 269-280.
- HARVEY, A.C. (1976). Estimating regression models with multiplicative heteroscedasticity. *Econometrica* 44: 461-465.
- HARVEY, A.E.; GEIST, J.M.; MC DONALD, G.I.; JURGENSEN, M.F.; COCHRAN, P.H.; ZABOWSKI, D.; MEURISSE, R.T. (1994). Biotic and abiotic processes in eastside ecosystems: the effects of management on soil properties, processes, and productivity. USDA. For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-23. 21 p.
- HEDIN, L.O.; ARMESTO, J.J.; JHONSON, A.H. (1995). Patterns of nutrient loss from unpolluted, old growth temperate forests: evaluation of biogeochemical theory. *Ecology* 76: 493-509.
- HENDRICKSON, O.Q.; CHATARPAUL, L.; ROBINSON, J.B. (1985). Effects of two methods of timber harvesting on microbial processes in forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 739-746.
- HENDRICKSON, O.Q.; CHATARPAUL, L.; BURGESS, D. (1989). Nutrient cycling following whole tree and conventional harvest in northern mixed forest. *Can. J. For. Res.* 19: 725-735.
- HERBERT, M.A. (1996). Fertilizers and eucalypt plantations in South Africa. En: Attiwill, P.M.; Adams, M.A. (eds.). *Nutrition of eucalypts*, 303-325. CSIRO Publishing, Australia.
- HIBBER, A.R. (1967). Forest treatment effects on water yield. *Proc. Int. Symp. on forest hydrology*: 527-543.
- HILL, R.D.; PEART, M.R. (1998). Land use, runoff, erosion and their control: a review for southern China. *Hydrological Processes*. 12: 2029-2042.
- HINGSTON, F.J.; TURTON, A.G.; DIMMOCK, G.M. (1979). Nutrient distribution in karri (*Eucalyptus diversicolor* F.Muell.) ecosystems in southwest Western Australia. *For. Ecol. Manage.* 2: 133-158.
- HOKKA, H.; PENTTILA, T.; HANELL, B. (1996). Effect of thinning on the foliar nutrient status of Scots pine stands on drained boreal peatlands. *Can. J. For. Res.* 26: 1577-1584.
- HOPMANS, P.; FLINN, D.W.; FARRELL, P.W. (1987). Nutrient dynamics of forested catchments in southeastern Australia and changes in water quality and nutrient exports following clearing. *For. Ecol. Manage.* 20: 209-231.
- HOPMANS, P.; STEWARD, H.T.L.; FLINN, D.W. (1993). Impacts of harvesting on nutrients in a eucalypt ecosystem in southeastern Australia. *For. Ecol. Manage.* 59: 29-51.
- HORNBECK, J.W.; MARTIN, C.W.; PIERCE, R.S.; BORMANN, F.H.; LIKENS, G.E.; EATON, J.S. (1986a). Clearcutting northern hardwoods: effects on hydrologic and nutrient ion budgets. *For. Sci.* 32: 667-686.
- HORNBECK, J.W.; MARTIN, C.W.; SMITH, C.T. (1986b). Protecting forest streams during whole-tree harvesting. *North J. Appl. For.* 3: 97-100.

- HORNBECK, J.W.; MARTIN, C.W.; PIERCE, R.S.; BORMANN, F.H.; LIKENS, G.E.; EATON, J.S. (1987). The Northern hardwood forest ecosystem: ten years of recovery from clearcutting. USDA For. Serv. Northeastern Exp. Sta. NE-RP: 596. 30 p.
- HORNBECK, J.W.; SMITH, C.T.; MARTIN, C.W.; TRITTON, L.M.; PIERCE, R.S. (1990). Effects of intensive harvesting on nutrient capitals of three forest types in New England. For. Ecol. Manage. 30: 55-64.
- HORNBECK, J.W.; LEAK, W.B. (1992). Ecology and management of northern hardwood forest in New England. USDA. For. Serv. Gen. Tech. Rep. NE-159. 44 pp.
- HORNBECK, J.W.; BAILEY, S.W.; BUSO, D.C.; SHANLEY, J.B. (1997a). Streamwater chemistry and nutrient budgets for forested watersheds in New England: variability and management implications. For. Ecol. Manage. 93: 73-89.
- HORNUNG, M.; RODÁ, F.; LANGAN, S.J. (1990). A review of small catchment studies in Western Europe producing hydrochemical budgets. Air Poll. Res. Rep. 28. EEC. Bruselas.
- HOUGHTON, R.A.; HOBBIIE, J.E.; MELILLO, J.M.; MOORE, N.; PETERSON, B.J.; SHAVER, G.R.; WOODWELL, G.M. (1983). Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980: a net release of CO<sub>2</sub> to the atmosphere. Ecol. Monog. 53: 235-262.
- HU, S.; COLEMAN, D.C.; CARROLL, C.R.; HENDRIX, P.F.; BEARE, M.H. (1997). Labile soil carbon pools in subtropical forest and agricultural ecosystems as influenced by management practices and vegetation types. Agric. Ecosyst. Environ. 65: 69-78.
- HUANG, S. (2002). Validating and localizing growth and yield models: procedures, problems and prospects. En: Proceedings of IUFRO workshop "Reality, models and parameter estimation - the forestry scenario". Sesimbra (Portugal), 2-5 June 2002.
- HUDSON, J.; KELLMAN, M.; SANMUGADAS, K.; ALVARADO, C. (1983). Prescribed burning of *Pinus oocarpa* in Honduras. I. Effects of surface runoff and sediment loss. For. Ecol. Manage. 5: 269-281.
- HUNGERFORD, R.D. (1980). Microenvironmental response to harvesting and residue management. USDA. For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-90: 37-74.
- HUNGERFORD, R.D.; HARRINGTON, M.G.; FRADSEN, W.H.; RYAN, K.C.; NIEHOFF, G.J. (1991). Influence of fire on factors that affect site productivity. En: Symposium on Manage. and Product. of Western Montana For. Soils. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-280: 32-50.
- HUNTINGTON, T.G.; RYAN, D.F. (1990). Whole-tree harvesting effects on soil nitrogen and carbon. For. Ecol. Manage. 31: 193-204.
- HUSCH, B.; MILLER, C.I.; BEERS, T.W. (1982). Forest mensuration. Krieger Publishing Company, Malabar, Florida, 402 pp.
- HUTH, A.; DITZER, T. (2001). Long-term impacts of logging in a tropical rain forest-a simulation study. For. Ecol. Manage. 142: 33-51.

- HYINK, D.M. (1980). Diameter distributions approaches to growth and yield modelling. En: Brown K. M., Clarke, F. R. (Eds.), *Forecasting Forest Stand Dynamic* Lakehead Univ. Sch. For. Thunderbay, Ontario, pp. 183-163.
- ICONA (1988). *Agresividad de la lluvia en España. Valores del Factor R de la ecuación universal de pérdidas de suelo.* Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ICONA.
- IDOIAGABEITIA, A.; FERNÁNDEZ MANSO, A. (2001). Tarifas de cubicación para el eucalipto en la provincia de Vizcaya. *Actas del III Congreso Forestal Español. Mesas 4 y 5.* pp. 518-524.
- IMESON, A.C.; VERSTRATEN, J.M.; VAN MULLIGEN, E.J.; SEVINK, J. (1992). The effects of fire and water repellency on infiltration and runoff under Mediterranean type forests. *Catena* 19: 345-361.
- ISAM, H.; DOMSCH, K.H. (1988). Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamations sites. *Microbiol. Ecol.* 15: 177-188.
- IZCO, J.; AMIGO, J.; GARCÍA-SAN LEÓ, D. (1999). Análisis y clasificación de la vegetación leñosa de Galicia (España). *Lazaroa* 20: 29-47.
- JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S. (1976). The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. A method for measuring soil biomass. *Soil Biol. Biochem.* 8: 209-213.
- JESSEN, R.J. (1942). Statistical investigation of a simple survey for obtaining form facts. *Iowa Agra. Exp. Sta. Res. Bull.* 304 p.
- JOHNSON, H.P.; BAKER, J.L.; SHRADER, W.D.; LAFTEN, J.M. (1979). Tillage system effects on sediment and nutrients in runoff from small watersheds. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 22: 1110-1114.
- JOHNSON, D.W.; WEST, D.C.; TODD, D.E.; MANN, L.K. (1982). Effects of sawlog vs. whole-tree harvesting on the nitrogen, phosphorus, potassium and calcium budgets of an upland mixed oak forest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 1304-1309.
- JOHNSON, W.C.; SHARPE, D.M. (1983). The ratio of total to merchantable forest biomass and its application to the global carbon budget. *Can. J. For. Res.* 13: 372-383.
- JOHNSON, C.E.; JOHNSON, A.H.; HUNTINGTON, T.G.; SICCAM, T.G. (1991a). Whole-tree clear-cutting effects on soil horizons and organic matter pools. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55: 497-502.
- JOHNSON, C.E.; JOHNSON, A.H.; SICCAM, T.G. (1991b). Whole-tree clear-cutting effects on exchangeable cations and soil acidity. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 55: 502-508.
- JOHNSON, D.W.; BINKLEY, D.; CONKLIN, P. (1995). Simulated effects of atmospheric deposition, harvesting and species change on nutrient cycling in a loblolly pine forest. *For. Ecol. Manage.* 76: 29-45.
- JOHNSON, D.W.; TODD, D.E. (1998). Harvesting effects on long-term changes in nutrient pools of mixed oak forests. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 1725-1735.
- JOKELA, E.J.; SHANON, C.A.; WITHE, E.H. (1981). Biomass and nutrient equations for mature *Betula papyrifera* Marsh. *Can. J. For. Res.* 2: 298-304.

- JOKELA, E.J.; VAN GURP, K.P.; BRIGGS, R.D.; WHITE, E.H. (1986). Biomass estimation equations for Norway spruce in New York. *Can. J. For. Res.* 16: 413-415.
- JONES, H.E.; MADEIRA, M.; HERRÁEZ, L.; DIGHTON, J.; FABIAO, A.; GONZÁLEZ RÍO, F.; FERNÁNDEZ MARCOS, M.; GÓMEZ, C.; TOMÉ, M.; FEITH, H.; HOWSON, G. (1999). The effect of organic matter management methods on the productivity of *Eucalyptus globulus* stands in Spain and Portugal: tree production and litter decomposition in relation to site and treatment. *For. Ecol. Manage.* 122: 73-86.
- JORGENSEN, J.R.; WELLS, C.G.; METZ, L.J. (1975). The nutrient cycle, key to continuous forest production. *J. For.* 73: 30-43.
- JOSHI, M.; MER, G.S.; SINGH, S.P.; RAWAT, Y.S. (1991). Seasonal pattern of total soil respiration in disturbed ecosystems of central Himalaya. *Biol. Fertil. Soil* 1: 267-272.
- JUDD, T.S.; ATTIWILL, P.M.; ADAMS, M.A. (1996). Nutrient concentrations in *Eucalyptus*: A synthesis in relation to differences between taxa, sites and components. In: Attiwill P. M., Adams M. A. (Eds.), *Nutrition of Eucalypts*. CSIRO Publishing, Collingwood, Australia, p. 123-153.
- JUDGE, G.G.; GRIFFITHS, W.E.; HILL, R.C.; LÜTKEPHOL, H.; LEE, T.C. (1988). *Introduction to the Theory and Practice of Econometrics*. John Wiley & Sons, New York, 1024 p.
- JURGENSEN, M.F.; LARSEN, M.J.; HARVEY, A.E. (1980). Microbial processes associated with nitrogen cycling in northern Rocky Mountains forest soils. *USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-90*: 175-188.
- JURGENSEN, M.F.; HARVEY, A.E.; LARSEN, M.J. (1982). Soil microorganisms. *USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-132*: 14-18.
- JURGENSEN, M.F.; HARVEY, A.E.; GRAHAM, R.T.; PAGE-DUMROESE, D.S.; TONN, J.R.; LARSEN, M.J.; JAIN, T.B. (1997). Impacts of timber harvesting on soil, organic matter, nitrogen productivity and health of Inland Northwest forests. *For. Sci.* 43: 234-251.
- KANGAS, A.; MALTAMO, M. (2000). Performance of percentile based diameter distribution prediction and Weibull method in independent data sets. *Silva Fennica* 34: 381-398.
- KARJALAINEN, T.; KELLOMÄKI, S. (1996). Greenhouse gas inventory for land use changes and forestry in Finland based on international guidelines. *Mitigation Adapt. Strategies Global Climate* 1: 51-71.
- KATHRYN, B.; LEE ALLEN, H. (1999). Nitrogen mineralization in a pine plantation fifteen years after harvesting and site preparation. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 63: 990-998.
- KAUFMANN, M.R.; TROENDLE, C.A. (1981). The relationship of leaf area and foliage biomass to sapwood conducting area in four subalpine forest tree species. *For. Sci.* 27: 477-486.
- KEENAN, R.J.; MESSIER, C.; KIMMINS, J.P. (1994). Effects of clearcutting and soil mixing on soil properties and understorey biomass in western red cedar and western hemlock forest on northern Vancouver Island, Canada. *For. Ecol. Manage.* 68: 251-261.
- KENNEDY, J.B., NEVILLE, A.M. (1976). *Basic statistical methods for engineers and scientist*. Harper and Row Publishers, New York.

- KEPPELER, E.T. (1986). The effects of selective logging on low flows and water yield in a coastal stream in northern California. MS. Thesis. Humboldt State University. 137 p.
- KEPPELER, E.T. (1998). The summer flow and water yield response to timber harvest. En: Proc. Conf. on coastal watersheds: the Caspar Creek Story. Ziemer, R.R. (coord.). USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-168: 35-43.
- KEPPELER, E.T.; ZIEMER, R.R. (1990). Logging effects on streamflow : water yield and summer low flows at Caspar Creek in Northwestern California. Water Resour. Res. 26: 1669-1679.
- KIMMINS, J.P. (1977). Evaluation of the consequences for future tree productivity of the loss of nutrients in whole-tree harvesting. For. Ecol. Manage. 1: 169-183.
- KIMMINS, J.P.; BINKLEY, D.; CHATARPAUL, L.; DE CATANZARO, J. (1985). Biogeochemistry of Temperate Forest Ecosystems: Literature on Inventories and Dynamics of Biomass and Nutrients. Information Report PI-X-47E/F. Canadian Forestry Service, Ontario.
- KITTREDGE, J. (1944). Estimation of the amount of foliage of trees and stands. J. of Forestry, 42: 905-912.
- KLEINN, C; PELZ, D.R. (1987). Subsampling trees for biomass. p. 225-227. En: Estimating tree biomass regressions and their error. Proc. of the Workshop on Tree biomass regression function and their contribution to the error of forest inventory estimates, Wharton, E.H. and T. Cunia (comps.). USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. NE-117. 303 p.
- KNIGHT, P.J.; NICHOLAS, Y.D. (1996). Eucalypt nutrition: New Zealand experience. En: Attiwill, P.A.; Adams, M.A. (Eds.). Nutrition of Eucalypts, 275-302. CSIRO Publishing, Collingwood, Australia.
- KNOEPP, J.D.; SWANK, W.T. (1997). Forest management effects on surface soil carbon and nitrogen. Soil. Sci. Soc. Am. J. 61: 928-935.
- KOZAK, A. (1970). Methods of ensuring additivity of biomass components by regression analysis. For. Chron. 46: 402-404.
- KOZAK, A. (1997). Effects of multicollinearity and autocorrelation on the variable-exponent taper functions. Can. J. For. Res. 27: 619-629.
- KOZAK, A.; KOZAK, R.A. (2003). Does cross validation provide additional information in the evaluation of regression models? Can. J. For. Res. 33: 976-987.
- KWAK, Y.S.; KIM, J.H. (1992). Nutrient cyclings in Mongolian oak (*Quercus mongolica*) forest. Korean Journal of Ecology 15: 35-46.
- LAFFAN, M.; JORDAN, G.; DUHIG, N. (2001). Impacts on soils from cable-logging steep slopes in the northeastern Tasmania, Australia. For. Ecol. Manage. 144: 91-99.
- LAMBER, M.J.; TURNER, J. (1991). Nutrient cycling processes in *Eucalyptus grandis* forest on the New South Wales north coast. En: Productivity in Perspective: third Australian Forest Soils and Nutrition Conference. Ryan, P.J. (Ed.). For. Commission of NSW: 198-199.
- LANE, P.N.J.; MACKAY, S.M. (2001). Streamflow response of mixed-species eucalypt forests to patch cutting and thinning treatments. For. Ecol. Manage. 143: 131-142.

- LANGFORD, K.J.; O'SHAUGHNESSY, P.J. (1977). Some effects of forest change on water values. *Australian forestry*. 40: 192-218.
- LARIANOVA, YERMOLAYEV, A.M.; BLAGODATSKY, S.A.; ROZANOVA, L.N.; YEVDOKIMOV, I.V.; ORLINSKY, D.B. (1998). Soil respiration and carbon balance of gray forest soils as affected by land use. *Biol. Fert. Soils* 27: 251-257.
- LAWSON, E.R. (1985). Effects of forest practices on water quality in the Ozark-Ouachita highlands. En: *Forestry and water quality*. Blackman, E.G. (ed.). Dep. For. Resour. Univ. Arkansas: 130-140.
- LEAL DA SILVA, L.L.; SCHNEIDER, P.R.ELTZ, F.L.F. (1998). Influence of residues from harvesting of black wattle forests (*Acacia mearnsii* Wild.) on soil and water losses. *Ciencia Florestal* 8: 43-53.
- LEHTONEN, A.; MÄKIPÄÄ, R.; HEIKKINEN, J.; SIEVÄNEN, R.; LISKI, J. (2004). Biomass expansion factors (BEFs) for Scots pine, Norway spruce and birch according to stand age for boreal forests. *For. Ecol. Manage.* 188: 211-224.
- LEIRÓS, M.C.; TRASAR-CEPEDA, C.; SEOANE, S.; GIL-SOTRES, F. (2000). Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic oakwood) in area of the European temperate-humid zone (Galicia, NW Spain): general parameters. *Soil Biol. Biochem.* 32: 733-745.
- LEITCH, C.J.; FLINN, D.W. (1986). Hydrological effects of clearing native forest in north-east Victoria: the first three years. *Aust. For. Res.* 16: 103-116.
- LEMOINE, B. (1969). Le pin Maritime dans les Landes de Gascogne. Etude des relations d'allométrie concernant le volume des peuplements, en liaison avec certaines caractéristiques de la station. *Ann. Sci. For.* 26: 445-473.
- LEMOINE, B.; GELPE, J.; RANGER, J.; NYS, C. (1984). Biomasses et mineralomasses du Pin Maritime. Etude d'un peuplement de 16 ans. En: *Mesures des biomasses et des accroissements forestiers. Proceedings, IUFRO s4.01.00 meeting, Orleans, France, 3-7 Oct. 1983* (edited by Auclair, D.). Colloques de l'INRA. 1983, publ. 1984, N°. 19: 189-198; 7 ref.
- LEMOINE, B.; GELPE, J.; RANGER, J.; NYS, C. (1986). Biomasses et croissance du pin Maritime. Etude de la variabilité dans un peuplement de 16 ans. *Ann. Sci. For.* 43: 67-84.
- LEMOINE, B.; RANGER, J.; GELPE, J. (1988), Distribution qualitative et quantitative des éléments nutritifs dans un jeune peuplement de Pin maritime (*Pinus pinaster* Ait). *Ann. Sci. For.*, 45, 95-116
- LJUNG, L. (1987). *System identification: theory for the user*. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, NJ.
- LI, Q.L.; ALLEN, H.; WOLLUM, I.; ARTHUR, G. (2004). Microbial biomass and bacterial functional diversity in forest soils: effects of organic matter removal, compaction, and vegetation control. *Soil Biol. Biochem.* 36: 571-579.

- LIKENS, G.E.; BORMANN, F.H.; FISHER, D.W.; PIERCE, R.S. (1970). Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed ecosystem. *Ecol. Monographs*. 40: 24-47.
- LITTELL, R.C.; MILLIKEN, G.A.; STROUP, W.W.; WOLFINGER, R.D. (1996). SAS System for Mixed Models, Cary, NC: SAS Institute Inc., 663 p.
- LONDO, A.J.; MESSINA, M.G.; SCHOENHOLTZ, S.H. (1999). Forest harvesting effects on soil temperature, moisture, and respiration in a bottomland hardwood forest. *Soil Sci. Soc., Am. J.* 63: 637-644.
- LOPES, P.R.C.; COGO, N.P.; LEVIEN, R. (1987). Eficácia relativa de tipo e quantidade de resíduos culturais espalhados uniformemente sobre o solo na redução da erosão hídrica. *Rev. Brasileira de Ciência do Solo* 11: 71-75.
- LÓPEZ, C.A.; GORGOSO, J.J.; CASTEDO, F.; ROJO, A.; RODRÍGUEZ, R.; ÁLVAREZ, J.G.; SÁNCHEZ, F. (2003). A height-diameter model for *Pinus radiata* D. Don in Galicia (Northwest Spain). *Ann. For. Sci.* 60: 237-245.
- LUDWIG, B.; KHANNA, P.K.; RAISON, R.J.; JACOBSEN, K.L. (1997). Modelling changes in cation composition of a soil after clearfelling in an eucalypt forest in East Gippsland, Australia. *Geoderma* 80: 95-116.
- LUGO, A.E.; CUEVAS, E.; SÁNCHEZ, M.J. (1990). Nutrients and mass litter and top soil of ten tropical tree plantations, *Plant Soil* 125: 263-280.
- LUNDMARK-THELIN, A.; JOHANSSON, M.B. (1997). Influence of mechanical site preparation on decomposition and nutrient dynamics of Norway spruce *Picea abies* needle litter and slash needles. *For. Ecol. Manage.* 96: 101-110.
- LYTLE, D.E.; CRONAN, C.S. (1998). Comparative soil CO<sub>2</sub> evolution, litter decay, and root dynamics in clearcut and uncut spruce fir forest. *For. Ecol. Manage.* 103: 121-128.
- MACÍAS, F.; CALVO DE ANTA, R. (1992). Suelos de la provincia de La Coruña. Diputación de La Coruña.
- MACÍAS, F.; CALVO DE ANTA, R. (2001). Los Suelos. Atlas de Galicia. Tomo 1: Medio Natural: 173-217. Sociedade para o desenvolvemento comarcal de Galicia. Consellería da Presidencia. Xunta de Galicia. Santiago.
- MADEIRA, M. (1989). Changes in soil properties under eucalyptus plantations in Portugal. Pag. 81-99. En: Pereira, J.S.; Landsberg, J.J. (Eds). Biomass production by fast-growing trees. Kluwer Academic Publishers, Amsterdam.
- MADEIRA, M.; PEREIRA, J.S. (1991). Productivity, nutrient immobilization and soil chemical properties in an *Eucalyptus globulus* plantation under different irrigation and fertilization regimes. *Water Air Soil Pollut.* 54: 607-619.
- MADEIRA, M.; ARAÚJO, M.C.; PEREIRA, J.S. (1995). Effects of water and nutrient supply on amount and on nutrient concentration of litterfall and forest floor litter in *Eucalyptus globulus* plantations. *Plant Soil* 168-169: 287-295.
- MADGWICK, H. (1973). Biomass and productivity models of forests canopies. En: Analysis of temperate forests ecosystems. Springer Verlag, Berlín, RFA. 47-53 p.

- MADGWICK, H.A.I.; SATOO, T. (1975). On estimating the above ground weights of tree stands. *Ecology* 56:1446-1450.
- MADGWICK, H.A.I. (1983). Above-ground weight of forest plots comparison of seven methods of estimation. *New Zeal. J. For. Sci.* 13: 100-107.
- MADRIGAL, A.; ALVAREZ, J.G.; ROJO, A.; RODRÍGUEZ SOALLEIRO, R. (1999). Tablas de producción para los montes españoles, Fundación Conde del Valle de Salazar, ETSI Montes, 240 p.
- MAHENDRAPPA, M.K.; KINGSTON, D.G.O. (1994). Intensive harvesting impacts on soil temperature and solution chemistry in the maritimes regions of Canada. *New Zeal. J. For. Sci.* 24: 402-412.
- MALMER, A. (1992). Water-yield changer after clear-felling tropical rainforest and establishment of forest plantation in Sabah, Malaysia. *J. Hydrol.* 134: 77-94.
- MALMER, A.; GRIP, H. (1994). Converting tropical rainforest to forest plantation in Sabah, Malaysia. Part II. Effects on nutrient dynamics and net losses in streamwater. *Hydrological Processes* 8: 195-209.
- MALMER, A. (1996a). Hydrological effects and nutrient losses of forest plantation establishment on tropical rainforest land in Sabah, Malaysia. *J. Hydrol.* 174: 129-148.
- MANN, L.K.; JOHNSON, D.W.; WEST, D.C.; COLE, D.W.; HORNBECK, J.W.; MARTIN, C.W.; RIEKERK, H.; SMITH, C.T.; SWANK, W.T.; TRITTON, L.M.; VAN LEAR, D.H. (1988). Effects of whole-tree and stem-only clearcutting on postharvest hydrological losses, nutrient capital and regrowth. *For. Sci.* 34: 412-428.
- MARQUARDT, D.W. (1970). Generalized inverses, ridge regression, biased linear estimation, and non linear estimation. *Technometrics* 12: 591-612.
- MARSHALL, V.G. (2000). Impacts of forest harvesting on biological processes in northern forest soils. *For. Ecol. Manage.* 133: 43-60.
- MARTIN, J.G.; PIERCE, R.S.; LIKENS, G.E.; BORMANN, F.H. (1986). Clearcutting affects stream chemistry in the White Mountains of New Hampshire. USDA. For. Serv. Res. Pap. NE-579. 12 p.
- MARTIN, J.G.; KLOEPEL, B.D.; SCHAEFER, T.L.; KIMBLER, D.L.; MC NULTY, S.G. (1998). Aboveground biomass and nitrogen allocation of ten deciduous southern Appalachian tree species, *Can. J. For. Res.* 28: 1648-1659.
- MATHERS, N.J.; XU, Z.H. (2003a). Solid-state <sup>13</sup>C NMR spectroscopy: characterization of soil organic matter under two contrasting residue management regimes in a 2-year-old pine plantation of subtropical Australia. *Geoderma* 114: 19-31.
- MATHERS, N.J.; XU, Z.H. (2003b). How does residue management impact soil organic matter composition and quality under *Eucalyptus globulus* plantations in southwestern Australia? *For. Ecol. Manage.* 179: 253-267.
- MATTSON, K.G.; SWANK, W.T. (1989). Soil and detrital carbon dynamics following forest cutting in the Southern Appalachians. *Biol. Fertil. Soils* 7: 247-253.

- MC CAMMON, B.P.; HUGHES, D. (1980). Fire rehab in the Bend Municipal Watershed. Proc. Watershed Manage. Symp. Boise, ID. ASCE: 252-259.
- MC CLURKIN, D.C.; DUFFY, P.D.; URSIC, S.J.; NELSON, N.S. (1985). Water quality effects of clearcutting upper coastal plain loblolly pine plantations. J. Environ. Qual. 14: 329-332.
- MC CLURKIN, D.C.; DUFFY, P.D.; NELSON, N.S. (1987). Changes in forest floor and water quality following thinning and clearcutting of 20 years old pine. J. Environ. Qual. 16: 237-241.
- MC COLL, D.K.; RENARD, K.G. (1990). Water erosion and water quality. En: Steward, B.A. (Ed), Adv. Soil Sci., 13. Springer-Verlag, New York, 174-185 p.
- MC COOL, J.G. (1997). Retention of soil water following forest cutting. Soil. Sci. Soc. Am. J. 41: 984-988.
- MC CORMACK, D.E.; YOUNG, K.K.; KIMBERLIN, L.W. (1982). Current criteria for determining soil losstolerance. P. 23-39. In Miller E., Beasley, R., Lawson E.R. (1988): Forest harvest and site preparation effects on erosion and sedimentation in the Ouachita Mountains. J. Environ. Qual. 17: 219-225
- MC KEE, W.H. (1980). Changes in solution of forest soils with waterlogging and three levels of base saturation. Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 388-391.
- MCLAUGHLIN, M. J. (1996). Phosphorus in Australian forest soils. En: Attiwill, P.M.; Adams , M.A. (Eds.). Nutrition of Eucalypts, 1-30. CSIRO Publishing, Collingwood, Australia.
- MC LAUGHLIN, J.W.; FERNANDEZ, I.; RICHARDS, K (1996). Atmospheric deposition to a low-elevation spruce-fir forest, Maine, USA. J. Environ. Qual. 25: 248-259.
- MEGAHAN, W.F.; MOLITOR, D.C. (1975). Erosional effects of wildfire and logging in Idaho, p. 423-444, En: Proceedings of the Symposium on Watershed Management, August, American Society of Civil Engineers, Cogan, Utah.
- MEGAHAN, W.F.; KING, J.G.; SAYEDBAGHERI, K.A. (1995). Hydrologic and erosional responses of a granitic watershed to helicopter logging and broadcast burning. For. Sci. 41: 777-795.
- MENDHAM, D.S.; SANKARAN, K.V.; O'CONNELL, A.M.; GROVE, T.S. (2002). *Eucalyptus globulus* harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantation establishment. Soil Biol. Biochem. 34: 1903-1912.
- MENDHAM, D.S.; O'CONNELL, A.M.; GROVE, T.S., RANCE, S.J. (2003). Residue management effects on soil carbon and nutrient contents and growth of second rotation eucalypts. For. Ecol. Manage. 181: 357-372.
- MEHLICH, A. (1984). Mehlich N° 3 extractant: a modification of Mehlich N° 2 extractant, Comm. Soil Sci. Plant. Anal. 15: 1409-1416.
- MERINO, A.; EDESOS, J.M.; GONZÁLEZ, M.J.; MARAURI, P. (1998). Soil properties in a hilly area following different harvesting management practices. For. Ecol. Manage. 103: 235-246.

- MERINO, A.; EDESO, J.M. (1999). Soil fertility rehabilitation in young *Pinus radiata* D. Don plantations from Northern Spain after intensive site preparation. *For. Ecol. Manage.* 116: 83-91.
- MERINO, A.; REY, C.; BRAÑAS, J.; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R. (2003a). Biomasa arbórea y acumulación de nutrientes en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.* 12: 85-98.
- MERINO, A.; RODRÍGUEZ LÓPEZ, A.; BRAÑAS, J.; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R. (2003b). Nutrition and growth in newly established plantations of *Eucalyptus globulus* in Northwest Spain. *Ann. For. Sci.* 60: 509-517.
- MEYER, H.A. (1944). A correction for systematic error occurring in the application of the logarithmic volume equation. Pennsylvania State University, Forest Research Paper, 7.
- MILLER, J.; SIROIS, D.L. (1986). Soil disturbance by skyline yarding vs. skidding in a loamy hill forest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 1579-1583.
- MILLER, E.L.; BEASLEY, R.S.; LAWSON, E.R. (1988). Forest harvest and site preparation effects on erosion and sedimentation in the Ouachita Mountains. *J. Environ. Qual.* 17: 219-225.
- MISRA, R.K.; TURNBULL, C.R.A.; CROMER, R.N.; GIBBON, A.K.; LASALA, A.V. (1998). Below and above ground growth of *Eucalyptus nitens* in young plantation. I. Biomass. *For. Ecol. Manage.* 106: 283-293.
- MÖLLER, C.M. (1946). Untersuchungen über Laubmenge, Stoffverlust und Stoffproduktion des Waldes. *Forstl. Danm.* 21:1-287.
- MONSERUD, R.A.; ONUCHIN, A.A.; TCHEBAKOVA, N.M. (1996). Needle, crown, stem and root phytomass of *Pinus sylvestris* stands in Russia. *For. Ecol. Manage.* 82: 59-67.
- MONTERO, G.; ORTEGA, C.; CAÑELLAS, I.; BACHILLER, A. (1999). Productividad aérea y dinámica de nutrientes en una repoblación de *Pinus pinaster* Ait. sometida a distintos regímenes de claras. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For. Fuera de Serie nº 1*: 175-206.
- MORGAN, R.P.C. (1977). Soil erosion in the United Kingdom: field studies in the Silsoe area, 1973-3975. *Nat. Coll. Agr. Engng. Silsoe, Occasional Pap.* 4.
- MORGAN, R.P.C. (1986). *Soil erosion and conservation*. Longman. London.
- MUN, H.T.; KIM, C.M.; KIM, J.H. (1977). Distributions and cyclings of nitrogen, phosphorus and potassium in Korean alder and oak stands. *Korean Journal of Botany* 20: 109-118.
- MUNSON, A.D.; MARGOLIS, H.A.; BRAND, D.G. (1993). Intensive silvicultural treatment: impacts on soil fertility and planted conifer response. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 246-255.
- MWENDERA, E.J.; FEYEN, J. (1994). Effects of tillage and rainfall on soil surface roughness and properties. *Soil Technol.* 7: 93-103.
- MYERS, R. (1986). *Classical and modern regression with applications*. Duxbury Press, Boston, Massachusetts.
- NAKOS, G.; VOUZARAS, A. (1988). Budgets of selected cations and anions in two forested experimental watersheds in Central Greece. *For. Ecol. Manage.* 24: 85-95.

- NAMBIAR, E.K.S.; SQUIRE, R.O.; SANDS, R.; HILL, G.M. (1984). Manipulation of water and nutrients in plantations of fast growing species. Proc. Symp. IUFRO on site productivity of fast growing plantations. South Africa. D.C. Grey (ed.): 489-506.
- NAMBIAR, E.K.S. (1996). Sustained productivity of forests is a continuing challenge to soil science. Soil Sci. Soc. Am. J. 60: 1629-1642.
- NAMBIAR, E.K.S.; BROWN, A.G. (1997). Management of soil, nutrients and water in tropical plantation forests. ACIAR Monograph N°. 43, xii, 571 p.
- NEAL, C.; REYNOLDS, B.; SMITH, C.J.; HILL, S.; NEAL, M.; CONWAY, T.; RYLAND, G.P.; JEFFREY, H.; ROBSON, A.J.; FISHER, R. (1992). The impact of conifer harvesting on stream water pH, alkalinity and aluminium concentrations for the British uplands: An example for an acidic and acid sensitive catchment in mid-Wales. Sci. Total. Environ. 126: 75-87.
- NEARY, D.G.; HORNBECK, J.W. (1994). Impacts of harvesting and associated practices on off-site environment quality. En: Dyck, W.J.; Cole, D.W.; Comerford, N.B. (Eds.). Impacts of Forest Harvesting on Long-Term Site Productivity, Chapman & Hall, London, p. 81-118.
- NETER, J.; KUTNER, M.H.; NACHTSHEIM, C.J.; WASSERMAN, W. (1996). Applied linear statistical models. 4th edition. McGraw-Hill, New York.
- NEWBOULD, P. (1970). Methods for estimating the primary production of forest. 2<sup>a</sup> ed. Londres, Willmer Brothers limited Birkenhead. 43 p.
- NEWHAM, R. (1992). Variable-form taper functions for four Alberta tree species. Can. J. For. Res. 22: 210-223.
- NUTTER, W.L.; DOUGLASS, J.E. (1978). Consequences of harvesting and site preparation in the Piedmont. Pag. 65-72. En: Miller E., Beasley, R., Lawson E.R. (1988): Forest harvest and site preparation effects on erosion and sedimentation in the Ouachita Mountains. J. Environ. Qual. 17: 219-225
- NYKVIST, N.; ROSÉN, K. (1985). Effect of clearfelling and slash removal on the acidity of northern coniferous soils. For. Ecol. Manage. 11: 157-169.
- NYKVIST, N.; GRIP, H.; SIM, B.L.; MALMER, A.; WONG, F.K. (1994). Nutrient losses in forest plantations in Sabah, Malaysia. Ambio. 23: 210-215.
- NYKVIST, N. (1997). Total distribution of plant nutrients in a tropical rainforest ecosystem, Sabah, Malaysia. Ambio. 26: 152-157.
- O'CONNELL, A.M.; MANAGÉ, P.M.A. (1982). Litterfall and nutrient cycling in karri (*Eucalyptus diversicolor* F. Muell.) forest in relation to stand age. Aus. J. Ecol. 7: 49-62.
- O'CONNELL, A.M.; GROVE, T.S.; MENDHAM, D.S.; RANCE, S.J. (2004). Impact of harvest residue management on soil nitrogen dynamics in *Eucalyptus globulus* plantations in south western Australia. Soil Biol. Biochem. 36: 39-48.
- OLARIETA, J.R.; BESGA, G.; RODRÍGUEZ, R.; USÓN, A.; PINTO, M.; VIRGEL, S. (1999). Sediment enrichment ratios after mechanical site preparation for *Pinus radiata* plantation in the Basque Country. Geoderma 93: 255-267.

- O'LOUGHLIN, C. (1994). The forest and water quality relationship. *N. Z. Forestry*. 39: 26-30.
- OLSON, D.F. (1971). Sampling leaf biomass in even-aged stands of yellow poplar (*Liriodendron tulipifera* L.). En: *Forest Biomass Studies*. XV IUFRO Congress, Gainesville, Florida.
- OLSSON, B.A.; STAAF, H.; LUNDKVIST, H.; BENGSTSSON, J.; ROSÉN, K. (1996a). Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvest of different intensity. *For. Ecol. Manage.* 82: 19-32.
- OLSSON, B.A.; STAAF, H.; BENGSTSSON, J.; LUNDKVIST, H. (1996b). Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils. *For. Ecol. Manage.* 84: 135-147.
- OLSSON, B.A.; LUNDKVIST, H.; STAAF, H. (2000). Nutrient status in needles of Norway spruce and Scots pine following harvesting of logging residues. *Plant Soil* 23: 161-173.
- ORTIGOSA, L. (1989). Microtopographic evolution and erosion on afforested mountain slopes. *Pirineos* 133: 77-98
- OURO, G.; PÉREZ-BATALLÓN, P.; MERINO, A. (2001). Effects of silvicultural practices on nutrient status in a *Pinus radiata* plantation: nutrient export by tree removal and nutrient dynamics in decomposing logging residues. *Ann. For. Sci.* 58: 411-422.
- OVINGTON, J.D. (1957). Dry matter production of *Pinus silvestris*. *Ann. Bot.*: 287-314.
- OYARZUN, C. (1993). Evaluación del modelo USLE para predecir pérdidas de suelo en áreas forestadas de la cuenca del río Bío-Bío. *Bosque*. 14: 45-54.
- OYARZUN, C. (1994). Características físicas y químicas de los sedimentos erosionados desde suelos con plantaciones forestales. *Bosque*. 15: 31-38.
- OYARZUN, C.E.; PEÑA, L. (1995). Soil erosion and overland flow in forested areas with pine plantations at Coastal Mountain Range, Central Chile. *Hydrological Processes* 9: 111-118.
- PAGE-DUMROESE, D.; JURGENSEN, M.; ELLIOT, W.; RICE, T.; MESSER, J.; COLLINS, T.; MEURISSE, R. (2000). Soil quality standards and guidelines for forest sustainability in northwestern North America. *For. Ecol. Manage.* 138: 445-462.
- PARDÉ, J. (1980). Forest biomass. *For. Abstr.* 41: 343-362.
- PARÉ, D.; VAN CLEVE, K. (1993). Soil nutrient availability and relationships with above ground biomass production on postharvested upland white spruce sites in interior Alaska. *Can. J. For. Res.* 23: 1223-1232.
- PARRESOL, B.R. (1993). Modelling multiplicative error variance: an example predicting tree diameter from stump dimensions in baldcypress. *For. Sci.* 39: 670-679.
- PARRESOL, B.R. (1999). Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. *For. Sci.* 45: 573-593.
- PARRESOL, B.R. (2001). Additivity of nonlinear biomass equations. *Can. J. For. Res.* 31: 865-878.

- PARTON, W.J.; SCHIMEL, D.S.; COLE, C.V.; OJIMA, D.S. (1987). Analysis of factors controlling soil organic matter levels in great plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 1173-1179.
- PASTOR, J.; ABER J.D.; MC CLAUGHERTY, C.A.; MELILLO, J.M. (1984). Above-ground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient on Blackhawk Island., Wisconsin. *Ecology* 65: 256-268.
- PAYANDEH, B. (1981). Choosing regression models for biomass prediction equations. *For. Chron.* 57: 229-232.
- PEDRASA, M. (1989). Producción de biomasa y circulación de nutrientes en un rodal de *Nothofagus alessandrii* espinosa (Ruíl) en la zona de Constitución. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Escuela de Ciencias Forestales, Universidad de Chile. Santiago. 112 p.
- PELZ, D.R. (1987). Biomass studies in Europe-an overview. Pag. 213-224. En: Estimating tree biomass regressions and their error. Proc. Of the Workshop on Tree biomass regression functions and their contribution to the error of forest inventory estimates, Wharton, E.H., Cunia, T (eds.). Usda For. SERV. Gen. Tech. Rep. NE-1 17303 p.
- PENNINCKX, V.; GLINEUR, S.; GRUBER, W.; HERBAUTS, J.; MEERTS, P. (2001). Radial variations in wood mineral element concentrations: a comparison of beech and pedunculate oak from the Belgian Ardennes, *Ann. For. Sci.* 58: 253-260.
- PEÑA, D. (1995). Estadística. Modelos y métodos. Vol. 2. Modelos lineales y series temporales. Alianza Universidad.
- PEREIRA, H.; SARDIÑA R. (1984). Utilization of *Eucalyptus globulus* for energy and fiber. Biomass production and nutrient removal assessment. En: Egneus, E. y Ellegard, A. Bioenergy. Volume II. Biomass Resources p. 119-126.
- PEREIRA, J.S.; LINDER, S.; ARAÚJO, M.C.; PEREIRA, H.; ERICSON, T.; BORRALHO, N.; LEAL, L.C. (1989). Optimization of biomass production in *Eucalyptus globulus* plantations – a case study. En: Pereira, S.; Landsberg, J.J. (Eds.). Biomass production by fast-growing trees. 101-121 p. Kluwer, Dordrecht.
- PÉREZ-BATALLÓN, P.; OURO, G.; MACÍAS, F.; MERINO, A. (2001). Initial mineralization of organic matter in a forest plantation soil following logging residue management techniques. *Ann. For. Sci.* 58: 807-818.
- PERISON, D.; PHELPS, J.; PAVEL, C.; KELLISON, R. (1997). The effects of timber harvest in a South Carolina blackwater bottomland. *For. Ecol. Manage.* 90: 171-185.
- PHILIP, M.S. (1994). Measuring trees and forest. CAB International, Cambridge, 309 p.
- PHILIPS, D.; CLARK III, A.; FREDERICK, D.; MESSINA, M. (1983). Estimating biomass, nutrients and energy content of lowland hardwoods in the souther United States. En: Measures des biomasses et des accroissement forestières. Orléons 3-7 Octobre, 1983. Ed. INRA. Publ. 1983. (Les Colloques de l'INRA, N°19). Pp. 343-353.
- PIATEK, K.B.; ALLEN, H.L. (1999). Nitrogen mineralization in a pine plantation fifteen years after harvesting and site preparation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 990-998.

- PIERCE, R.S.; HORNBECK, J.W.; MARTIN, C.W.; TRITTON, L.M.; SMITH, C.T.; FEDERER, C.A.; YAWNEY, H.W. (1993). Whole-tree clearcutting in New England: Manager's guide to impacts on soils, streams and regeneration. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. NE-172. 23 pp.
- PINDYCK, R.S.; RUBINFELD, D.L. (1981). Econometric models and economic forecasts. Ed. 2. McGraw-Hill, New York. 630 p.
- PITA, P.A.; MORENO, M. (1973). Introducción al estudio de las claras en su incidencia sobre la producción. Montes 171: 31-58.
- POGGIANI, F. (1985). Nutrient cycling in Eucalyptus and Pinus plantations ecosystems. Silvicultural implications. IPEF. Piracicaba 31: 33-40.
- PORTA, J.P.; LÓPEZ-ACEVEDO, M.; ROQUERO DE LABURU, C. (1994). Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 807 p.
- PORTA, J.P.; LÓPEZ-ACEVEDO, M.; ROQUERO, C. (2000). Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Mundi-Prensa. Madrid.
- PORTÉ, A.; BOSCH, A.; CHAMPION, I.; LOUSTAU, D. (2000). Estimating the foliage biomass and area of maritime Pine (*Pinus pinaster* Ait.) branches and crowns with application to modelling the foliage area distribution in the crown. Ann. Sci. For. 57: 73-86
- PORTE, A.; TRICHET, T.; BERT, D.; LOUSTAU, D. (2002). Allometric relationships for branch and tree woody biomass of maritime Pine (*Pinus pinaster* Ait.). For. Ecol. Manage. 158: 71-78.
- POTTER, J.R.; JONES, J.W. (1977). Leaf area partitioning as an important factor in growth. Plant Physiol. 59: 10-14.
- POWERS, R.F. (1990a). Are we maintaining the productivity of forest lands? Establishing guidelines through network of long-term studies. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-280: 70-81.
- POWERS, R.F.; ALBAN, D.H.; MILLER, R.E.; TIARKS, A.E.; WELLS, C.G.; AVERS, P.E.; CLINE, R.G.; FITZGERALD, R.O.; LOFTUS, N.S. (1990b). Sustaining site productivity in North American forests: problems and prospects. En: Gessel, S.P.; Lacate, D.S.; Weetman, G.F.; Powers, R.F. Sustained Productivity of Forest Soils. Proceedings of the 7<sup>th</sup> North American Forest Soils Conference, University of British Columbia, Faculty of Forestry Publication, Vancouver, B.C. 525 p.
- PRADO, J.; INFANTE, P.; ARRIAGADA, M.; AGUIRRE, S. (1987). Funciones de biomasa para seis especies arbustivas de la zona árida chilena. Ciencia e Investigación Forestal 1: 11-20.
- PRESCOTT, C.E. (1997). Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a coastal montane coniferous forest. For. Ecol. Manage. 95: 253-260.
- PRETZSCH, H.; BIBER, P.; DURSKÝ J.; GADOW, K.V.; HASENAUER, H.; KÄNDLER, G.; KENK, G.; KUBLIN, E.; NAGEL, J.; PUKKALA, T.; SKOVSGAARD, J.P.; SODTKE, R.; STERBA, H. (2002a). Recommendations for standardized documentation and further development of forest growth simulators. Forstw. Cbl. 121: 138-151.

- PRODAN, M.; PETERS, R.; COX, F.; REAL, P. (1997). Mensura Forestal. Serie Investigación y Educación en Desarrollo Sostenible. San José, Costa Rica, 561 p.
- RAB, M.A. (1992). Impact of timber harvesting on soil disturbance and compaction with reference to residual log harvesting in East Gippsland, Victoria- a review. USP. Tech. Rep. nº 13. 18 p.
- RAB, M.A. (1994). Changes in physical properties of a soil associated with logging of *Eucalyptus regnans* forest in southeastern Australia. For. Ecol. Manage. 70: 215-229.
- RAB, M.A. (1996). Soil physical and hydrological properties following logging and slash burning in the *Eucalyptus regnans* forest of southeastern Australia. For. Ecol. Manage. 84: 159-176.
- RAICH, J.W.; SCHLESINGER, W.H. (1992). The global carbon flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. Tellus 44: 81-99.
- RANGER, J.; MARUES, R.; COLIN-BELGRAND, M.; FLAMMANG, N.; GELHAYE, D. (1995). The dynamics of biomass and nutrient accumulation in a Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* Franco) stand studied using a chronosequence approach. For. Ecol. Manage. 72: 167-183.
- RANGER, J.; TURPAULT, M.P. (1999). Input-output nutrient budgets as a diagnostic tool for sustainable forest management. For. Ecol. Manage. 122: 139-154.
- RAYACHHETRY, M.B.; VAN, T.K.; CENTER, T.D.; LAROCHE, F. (2001). Dry weight estimation of the aboveground components of *Melaleuca quinquenervia* trees in southern Florida. For. Ecol. Manage. 142: 281-290.
- REED, D.D.; GREEN, E.J. (1985). A method of forcing additivity of biomass tables when using nonlinear models. Can. J. For. Res. 15: 1184-1187
- REED, D.D.; LIECHTY, H.O.; JONES, E.A.; ZHANG, Y. (1996). Above- and below ground dry matter accumulation pattern derived from dimensional biomass relationship. For. Sci. 42: 236-241.
- REED, D.; TOMÉ, M. (1998). Total aboveground biomass and net dry matter accumulation by plant component in young *Eucalyptus globulus* in response to irrigation. For. Ecol. Manage. 103: 21-32.
- REYNOLDS, S.G. (1990). The influence of forest-clearance methods, tillage and slope runoff on soil chemical properties and banana plant yields in the South Pacific. En: Soil erosion in agricultural land. Boardman, J., Foster, I.D.L., Dearing, J.A. (Eds.). Wiley. Chichester: 339-350.
- RIEKERK, H. (1989). Influence of silvicultural practices on the hydrology of pine flatwood in Florida. Water Resour. Res. 25: 713-719.
- RIGUEIRO, A. (2002). Bosques e paisaxe en Galicia. Discurso de entrada en la Real Academia Galega de Ciencias. 108 p.
- RITCHER, D.D.; MARKEWITZ, D.; DUNSOMB, J.K.; HEINE, P.R.; WELLS, C.G.; STUANES, A.; ALLEN, H.L.; URREGO, B.; HARRISON, K.; BONANI, G. (1995). Carbon cycling in a loblolly pine forest: implications for the mission carbon sink and for the concept of soil.

- En: Carbon forms and functions in forest soils. Mc Fee, W.W., Kelly, J.M. (Eds.). Soil Sci. Soc. Am. Madison: 223-251.
- ROBICHAUD, E.; METHVEN, I.R. (1992). The applicability of the pipe model theory for the prediction of foliage biomass in trees from natural, untreated black spruce stands. *Can. J. For. Res.* 22: 1118-1123.
- ROBICHAUD, P.R. (2000b). Fire and erosion: evaluating the effectiveness of a post-fire rehabilitation treatment, contour felled-logs. Watershed manage and operations manage. Proc. Conf. Am. Soc. Civil Eng. Fort Collins. Colorado.
- RODRÍGUEZ SOALLEIRO, R. (1995). Crecimiento y producción de masas forestales regulares de *Pinus pinaster* Ait. en Galicia. Alternativas selvícolas posibles. Tesis doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes de Madrid.
- RODRÍGUEZ SOALLEIRO, R.; ÁLVAREZ GONZÁLEZ, J.G.; CELA GONZÁLEZ, M.; MANSILLA VÁZQUEZ, P.; VEGA ALONSO, P.; GONZÁLEZ ROSALES, M.; RUÍZ ZORRILLA, P.; VEGA ALONSO, G. (1997). Manual de silvicultura del *Pinus pinaster*. Edición: Escola Politécnica Superior de Lugo.
- ROGERS, R.; HINCKLEY, T.M. (1979). Foliar weight and area related to current sapwood area in oak. *For. Sci.* 25: 298-303.
- ROIG, S.; DEL RÍO, M.; CAÑELLAS, I.; MONTERO, G. (2005). Litter fall in Mediterranean *Pinus pinaster* Ait. stands under different thinning regimes. *For. Ecol. Manage.* 206: 179-190.
- ROMANYÁ, J.; KHANNA, P.K.; RAISON, R.J. (1994). Effects of slash burning on soil phosphorus fractions and sorption and desorption of phosphorus. *For. Ecol. Manage.* 65: 89-103.
- ROMANYÁ, J.; VALLEJO, R. (1996). Nutritional status and deficiency diagnosis of *Pinus radiata* plantations in Spain. *For. Sci.* 42: 1-6.
- ROSE, C.E.; LYNCH, T.B. (2001). Estimating parameters for tree basal area growth with a system of equations and seemingly unrelated regressions. *For. Ecol. Manage.* 148: 51-61.
- ROSÉN, K.; LUNDMARK-THELIN, A. (1987). Increased nitrogen leaching under piles of slash- a consequence of modern forest harvesting techniques. *Scand. J. For. Res.* 2: 21-29.
- ROSS, D.J.; SPARLING, G.P.; BURKE, C.M.; SMITH, C.T. (1995). Microbial biomass C and N, and mineralizable-N, in litter and mineral soil under *Pinus radiata* on a coastal sand: Influence of stand age and harvest management. *Plant Soil* 175: 167-177.
- ROUTLEDGE, R.D. (1987). The impact of soil degradation on the expected present net worth future timber harvests. *For. Sci.* 33: 823-834.
- ROZADOS LORENZO, M.J.; SILVA-PANDO, F.J.; ALONSO, M.; IGNACIO, M.F. (2000). Parámetros edáficos y foliares en una masa de *Quercus robur* L. en Galicia (España), *Invest. Agr.: Sist. Recur. For.* 9: 18-30.
- RUBIO, B.; GIL-SOTRES, F. (1997). Distribution of four major forms of potassium in soils of Galicia (N. W. Spain). *Commun. Soil Sci. Plant. Anal.* 28: 1805-1816.

- RUIZ DE LA TORRE, J.; CEBALLOS, L. (1979). Árboles y arbustos. *Quercus robur* L. Pag. 217-222. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Madrid.
- RYAN, D.F.; HUNTINGTON, T.G.; MARTIN, C.W. (1992). Redistribution of soil nitrogen, carbon and organic matter by mechanical disturbance during whole-tree harvesting in northern hardwoods. *For. Ecol. Manage.* 49: 87-99.
- RYAN, T.P. (1997). *Modern regression methods*. John Wiley & Sons, New York. 515 p.
- SÁEZ, M. (1991). Biomasa y contenido de nutrientes de renovales no intervenidos Roble-Raulí (*Nothofagus obliqua* (Mirb) Oerst-*Nothofagus alpine* (Poepp. et endl.) Oerst) en suelos volcánicos de la precordillera andina, IX región. Tesis Ing. Forestal. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Santiago de Chile. 95 p.
- SALAS-GONZALEZ, R. (1995). Modélisation de l'évolution de la ressource du massif du pin Maritime (*Pinus pinaster*) des Landes de Gascogne. Doctorat Sciences Forestières. ENGREF, Nancy, p. 187 + annexes.
- SALONIUS, P.O. (1983). Effects of organic-mineral soil mixtures and increasing temperature on the respiration of coniferous raw humus material. *Can. J. For. Res.* 13: 102-107.
- SÁNCHEZ, F.G.; CARTER, E.A.; KLEPAC, J.F.. (2003). Enhancing the soil organic matter pool through biomass incorporation. *Biomass and Bioenergy* 24: 337-349.
- SÁNCHEZ RODRÍGUEZ, F. (2001). Estudio de la calidad de estación, crecimiento y producción de pinares de *Pinus radiata* D. Don gestionados por la Administración forestal en Galicia, Tesis Doctoral, USC, 356 p.
- SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ, F.; LÓPEZ, C.; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R.; ESPAÑOL, E.; MERINO, A. (2002). Influence of edaphic factors on the productivity of *Pinus radiata* D. Don plantations in NW Spain. *For. Ecol. Manage.* 181: 171-189.
- SANFORD, R.L.; CUEVAS, E. (1996). Root growth and rhizosphere interactions in tropical forest. En: Mulkey, S.S.; Chazdon, R.L.; Smith, A.P. (eds), *Tropical forest plant physiology*. Chapman Hall, New York, 268-300 p.
- SANKARAN, K.V.; CHACKO, K.C.; PANDALAI, R.C.; KALLARACKAL, J.; SOMEN, C.K.; SHARMA, J.K.; BALAGOPALAN, M.; BALASUNDARAN, M.; KUMARASWAMY, S.; SANKAR, S.; GILKES, R.J.; GROVE, T.S.; MENDHAM, D.; O'CONNELL, A.M. (2000). Effects of site management on *Eucalyptus* plantations in the monsoonal tropics, Kerala, India. En: Nambiar, E.K.S.; Tiarks, A.; Cossalter, C.; Ranger, J. (Eds.). *Site Management and Productivity in Tropical plantation Forests: A Progress Report*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia, 51-60 p.
- SANTA REGINA, I.; TARAZONA, T. (1999). Organic matter dynamics in beech and pine stands of mountainous Mediterranean climate area. *Ann. For. Sci.* 56: 667-677.
- SAS INSTITUTE INC. (2001). SAS OnLineDoc v8.
- SATOO, T. (1970). Primary production in plantation of Japanese larch, *Larix leptolepis*: summarized report of FPTF-66 KOIWI.J.Jpn. *For. Soc.* 52: 154-158.
- SATOO, T.; MADGWICK, H.A.I. (1982). *Forest Biomass*. Forestry Sciences. Kluwer Academic Publishers Group, Holanda.

- SAUR, E.; RANGER, J.; LEMOINE, B.; GELPE, J. (1992). Micronutrient distribution in 16 year old maritime pine. *Tree Physiology* 10: 307-316.
- SCHINNER ÖHLINGER, R.; KANDELER, E.; MARGESIN, R. (1996). *Methods in soil biology*. Springer. Berlin.
- SCHITZER, M.; KHAN, S.U. (1978). *Soil organic matter*. Elsevier Sc. Publ. Co. N.Y. 319 p.
- SCHLAEGEL, B.E. (1982). Acer negundo biomass component regression analysis for the Mississippi Delta. *For. Sci.* 28: 355-358.
- SCHLATTER, J.E.; GERDING, V.; OÑATE, M.I. (1998). Características y variabilidad de sitios con plantaciones adultas de *Pinus radiata* D. Don en suelos graníticos de las Regiones VIII y IX. *Bosque* 19: 37-59.
- SCHLATTER, J.; GERDING, V. (1999b). Estabilidad nutritiva de plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en cinco sitios característicos de la VIII Región. *Bosque* 20: 107-115.
- SCHLENTNER, R.E.; VAN CLEVE, K. (1985). Relationships between CO<sub>2</sub> evolution from soil, substrate temperature, and substrate moisture in four mature forest types in interior Alaska. *Can. J. For. Res.* 15: 97-106.
- SCHOFIELD, N.J.; STONEMAN, G.L.; LOH, I.C. (1989). Hydrology of the jarrah forest. En: *The Jarrah forest*. B. Dell et al. (eds.). Kluwer Academic: 179-201.
- SCHREUDER, H.T.; SWANK, W.T. (1974). Coniferous stand characterized with the Weibull distribution. *Can. J. For. Res.* 4: 18-23.
- SCHREUDER, H.T.; GREGOIRE, T.G.; WOOD, G.B. (1993). *Sampling methods for multiresource forest inventory*. Wiley, New York. 464 p.
- SCHROEDER, P.; BROWN, S.; MO, J.; BIRDSEY, R.; CIESZEWSKI, C. (1997). Biomass estimation for temperate broadleaf forests of the United States using inventory data. *For. Sci.* 43: 424-434.
- SCHRÖEDER, J.; ALVAREZ GONZALEZ, J.G. (2001). Comparing the performance of generalized diameter-height equations for Maritime pine in Northwestern Spain. *Forstw. Cbl.* 120: 18-23.
- SCHRÖDER, J.; RODRÍGUEZ, R.; VEGA, G. (2002). An age-independent basal area increment model for maritime pine trees in northwestern Spain. *For. Ecol. Manage.* 157: 55-64.
- SCHUBERT, T.; STRAND, R.; COLE, T.; MCDUFFLE, K. (1998). *Equations for predicting biomass in six introduced species, island of Hawaii*. Res. Note PSW-401 Berkeley, CA: Pacific Southwest and range Experiment Station, Forest Service, US. Department of Agriculture. 6 p.
- SHAKESBY, R.A.; COELHO, C. DE O.A.; FERREIRA, A.D.; TERRY, J.P.; WALSH, R.P.D. (1993). Wildfire impacts on soil erosion and hydrology in wet Mediterranean forest, Portugal. *International Journal of Wildland Fire* 3: 95-110.
- SHAKESBY, R.A.; COELHO, C. DE O.A.; FERREIRA, A.D.; TERRY, J.P.; WALSH, R.P.D. (1994b). Fire, post-burn land management practice and soil erosion response curves in eucalyptus

- and pine forests, North-Central Portugal. En: Soil erosion as a consequence of forest fires. Sala, M. y Rubio, J.L. (eds): 111-132.
- SHAKESBY, R.A.; BOAKES, D.J.; COELHO, C DE O.A.; GONÇASVES, A.J.B.; WALSH, R.P.D. (1996). Limiting the soil degradational impacts of wildfire in pine and eucalyptus forests in Portugal. *Applied Geography*, 16: 337-355.
- SHAKESBY, R.A.; DOERR, S.H.; WALSH, R.P.D. (2000). The erosional impact of soil hydrophobicity: current problems and future research directions. *Journal of Hydrology* 231-231: 178-191.
- SILVA, B.M.; GARCÍA-RODEJA, E.; MACÍAS, F. (1984). Caracterización y génesis de los suelos sobre esquistos de las Mariñas (La Coruña). *Ann. Edad. Agrobiol.* 43, 523-546.
- SILVA-PANDO, F.J.; RIGUEIRO RODRÍGUEZ, A. (1992). *Guía das árbores e bosques de Galicia*. Ed. Galaxia. Vigo. 294 p + anexos.
- SINGH, J.S.; GUPTA, S.R. (1997). Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystem. *Bot. Rev.* 43: 449-528.
- SMITH, J.L.; PAUL, E.A. (1990). The significance of soil microbial biomass estimations. En: Bollag, J.M.; Stotzky, G. (Eds.). *Soil Biochemistry*, vol. 6. Marcel Dekker, New York, 357-396 p.
- SMITH, C.T.; DYCK, W.J.; BEETS, P.N.; HODGKISS, P.D.; LOWE, A.T. (1994a). Nutrition and productivity of *Pinus radiata* following harvest disturbance and fertilization of coastal sand dunes. *For. Ecol. Manage.* 66: 5-38.
- SNELL, J.A.; BROWN, J.K. (1978). Comparison of tree biomass estimators-DBH and sapwood area. *For. Sci.* 24: 455-457.
- SNOWDON, P. (1985a). Effects of fertilizer and family on the homogeneity of biomass regressions for young *Pinus radiata*. *Aust. For. Res.* 5: 135-140.
- SNOWDON, P. (1985b). Alternative sampling strategies and regression models for estimating forest biomass. *Aust. For. Res.* 15: 353-366.
- SNOWDON, P.; EAMUS, D.; GIBBONS, P.; KHANNA, P.K.; KEITH, H.; RAISON, R.J.; KIRSCHBAUM, M.U.F. (2001). Synthesis of allometrics, review of root biomass, and design of future woody biomass sampling strategies. National Carbon Accounting System, Technical Report N°. 31, Australian Greenhouse Office, Canberra, 114 p.
- SNOWDON, P.; RAISON, J.; KEITH, H.; RITSON, P.; GRIERSON, P.; ADAMS, M.; MONTAGU, K.; BI, H.; BURROWS, W.; EAMUS, D. (2002). Protocol for sampling tree and stand biomass. National Carbon Accounting System, Technical Report N°. 17, Australian Greenhouse Office, Canberra, 76 p.
- SNYDER, K.E.; HARTER, R.D. (1984). Changes in solum chemistry following clearcutting of northern hardwood stands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 223-228.
- SOARES, P.; TOMÉ, M. (2002). Height-diameter equation for first rotation eucalyptus plantations in Portugal. *For. Ecol. Manage.* 166: 99-109.

- SOARES, P.; TOMÉ, M.; SKOVSGAARD, J.P.; VANCLAY, J.K. (1995). Evaluating a growth model for forest management using continuous forest inventory data. *For. Ecol. Manage.* 71: 251-265.
- SOLLA-GULLÓN, F.; TABOADA, M.P.; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R.; MERINO, A. (2004). Respuesta del aporte de cenizas de biomasa arbórea en el estado nutricional de una plantación joven de *Pinus radiata* D. Don. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.* 13: 281-293.
- SON, Y.; PARK, I.H.; YI, M.J.; JIN, H.O.; KIM, D.Y.; KIM, R.H.; HWANG, J.O. (2004). Biomass, production and nutrient distribution of a natural oak forest in central Korea. *Ecological Research*, 19: 21-28.
- SOTO, B.; BASANTA, R.; BENITO, E.; PÉREZ, R.; DÍAZ-FIERROS, F. (1994). Runoff and erosion from burnt soils in N.W. Spain. En: *Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires*. Sala, M.; Rubio, J.L. (eds). Geoforma Ediciones: Logroño, Spain, 91-98 p.
- SOTO, B.; BASANTA, R.; PÉREZ, R.; DÍAZ-FIERROS, F. (1995). An experimental study of the influence of traditional slash and burn practices on soil erosion. *Catena* 24: 13-23.
- SPANGENBERG, A.; GRIMM, U.; SEPEDA DA SILVA, J.R.; FÖLSTER, H. (1996). Nutrient store export rates of *Eucalyptus urograndis* plantations in eastern Amazonia (Jari). *For. Ecol. Manage.* 80: 225-234.
- SQUIRE, R.O.; FLINN, D.W.; CAMPBELL, R.G. (1991). Silvicultural research for sustained wood production and biosphere conservation in the pine plantations and native eucalypt forest of south-eastern Australia. *Austr. For.* 54: 120-133.
- SRIVASTAVA, V.K.; GILES, D.E.A. (1987). *Seemingly Unrelated Regression Equations Models: Estimation and Inference*. Marcel Dekker, New York. 374 p.
- STAAF, H.; OLSSON, B.A. (1991). Acidity in four coniferous forest soils after different harvesting regimes of logging slash. *Scand. J. For. Res.* 6: 19-29.
- STAAF, H.; OLSSON, B.A. (1994). Effects of slash removal and stump harvesting on soil water chemistry in a clearcutting in SW Sweden. *Scan. J. For. Res.* 9: 305-310.
- STADDON, W.J.; DUCHESNE, L.C.; TREVORS, J.T. (1999). The role of microbial indicators of soil quality in ecological forest management. *For. Chron.* 75: 81-86.
- STARTSEV, N.A.; MC NABB, D.H.; STARTSEV, A.D. (1998). Soil biological activity in recent clearcuts in west-central Alberta. *Can. J. Soil Sci.* 78: 69-76.
- STERBA, H. (2001). *Forest growth modelling*. Curso impartido en la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Madrid.
- STEVENS, P.A.; NORRIS, D.A.; WILLIAMS, T.G.; HUGHES, S.; DURRANT, D.W.H.; ANDERSON, M.A.; WEATHERLY, N.S.; HORNUNG, M.; WOODS, C. (1995). Nutrient losses after clearfelling in Beddgelert forest: a comparison of the effects of conventional and whole tree harvest on soil water chemistry. *Forestry*. 68: 115-131.
- STEWART, H.T.L.; HOPMANS, P.; FLINN, D.W.; CROATTO, G. (1990). Harvesting effects on phosphorus availability in a mixed eucalypt ecosystem en southern Australia. *For. Ecol. Manage.* 36: 149-162.

- SUNDMAN, V.; HUHTA, V.; NIEMELA, S. (1978). Biological changes in northern spruce forest after clear-cutting. *Soil Bio. Biochem.* 10: 392-397.
- SWANK, W.T.; SWIFT, L.W.; DOUGLASS, J.E. (1988). Streamflow changes associated with forest cutting, species conversions and natural disturbances. En: *Forest Hydrology and Ecology at Coweeta*. Swank, W.T.; Crossley, D.A. (eds.). Springer-Verlag. New York: 297-311.
- SWANK, W.T.; VOSE, J.M.; ELLIOT, K.J. (2001). Long term hydrologic and water quality responses following commercial clearcutting of mixed hardwoods on a southern Appalachian catchment. *For. Ecol. Manage.* 143: 163-178.
- SWIFT, L.W.; SWANK, W.T. (1981). Long term responses of streamflow following clearcutting and regrowth. *Symp. on influenc. of man on the hydrological regime*. Helsinki: 23-26
- SWITZER, G.L.; NELSON, L.E.; HINESLEY, L.E. (1981). Effects of utilization on nutrient regimes and site productivity. P. 251-259. En: Gessel, S.P.; Kenady, R.M.; Atkinson, W.A. (eds.). *Proc., Forest Fertilization Conf., Union, WA. 25-27 Sept., 1979*. Inst. Forest Resources Contrib. No. 40, College of Forest Resources, Univ. Washington, Seattle.
- TAKAHASHI, M.; IKEDA, S. (1994). Effects of clearfelling on the mineral nitrogen dynamics in the surface soil of a Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D.Don) plantation- a comparison between slash removal and slash scattering treatments. *J. Jap. For. Soc.* 76: 224-232.
- TATE, R.L. (1987). *Soil organic matter. Biological and ecological effects*. John Wiley & sons. New York. 291 p.
- TELLER, A. (1988). Biomass, productivity and wood waste evaluation in a Spruce (*Picea abies*) forest (Strinchmps 983). *Commonwealth Forestry Review* 7: 129-148.
- TER-MIKAELIAN, M.T.; KORZUKHIN, M. (1997). Biomass equations for sixty-five North American tree species, *For. Ecol. Manage.* 97: 1-24.
- TERNAN, J.L.; WILLIAMS, A.G.; ELMES, A.; FITZJOHN, C. (1996). The effectiveness of bench-terracing and afforestation for erosion control on Raña sediments in Central Spain. *Land. Deg. Develop.* 7: 337-351.
- TERRY, J.P.; SHAKESBY, R.A. (1993). Soil hydrophobicity effects on rainsplash: simulated rainfall and photographic evidence. *Earth Surface Processes and Landforms* 18: 519-525.
- THIBODEAU, L.; RAYMOND, P.; CAMIRE, C.; MUNSON, A.D. (2000). Impact of precommercial thinning in balsam fir stands on soil nitrogen dynamics, microbial biomass, decomposition, and foliar nutrition. *Can. J. For. Res.* 30: 229-238.
- THOMAS, A.D. (1996). The effects of fires and different logging practices on nutrient losses in overland flow from eucalyptus and pine forests, northern Portugal, Unpublished Ph.D. thesis. University of Wales Swansea.
- THOMAS, A.D.; WALSH, R.P.D.; SHAKESBY, R.A. (1999). Nutrient losses in eroded sediment after fire in eucalyptus and pine forests in the wet Mediterranean environment of northern Portugal. *Catena* 36: 283-302.

- THOMAS, A.D.; WALSH, R.P.D.; SHAKESBY, R.A. (2000). Post-fire forestry management and nutrient losses in *Eucalyptus* and *Pinus* plantations, Northern Portugal. *Land Degrad. Develop.* 11: 257-271.
- TIEDEMANN, A.R.; QUIGLEY, T.M.; ANDERSON, T.D. (1988). Effects of timber harvest on stream chemistry and dissolved nutrient losses in Northeast Oregon. *For. Sci.* 34: 344-358.
- TOLAND, D.E.; ZAK, D.R. (1994). Seasonal patterns of soil respiration in intact and northern hardwood forests. *Can. J. For. Res.* 24: 1711-1716.
- TOMÉ, M.; RIBEIRO, F.; SOARES, P. (2001). O modelo Globulus 2.1. Relatórios Técnico-científicos do GIMREF, nº1/2001. Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Departamento de Engenharia Florestal, 69 p.
- TORRUBIANO, C.R. (1994). Funciones de ahusamiento para *Pinus radiata*. Tesis Mg. Ciencias. Universidad Austral de Chile, 96 p.
- TOVAL, G.; VEGA, G. (1982). Metodología para la cuantificación del clima, primera aproximación de su aplicación en Galicia. Actas de la Reunión Técnica Principios de Investigación de Especies. Lourizán, 4-8 de octubre. 91 p.
- TRASAR-CEPEDA, M.C.; GIL-SOTRES, F.; GUITIÁN OJEA, F. (1989). Distribución del fósforo en perfiles de suelos de Galicia (NW Spain). *Ann. Edafol. Agrobiol.* 48: 603-710.
- TRICHET, P.; VAUCHEL, F.; BERT, D.; BONNEAU, M. (2000). Fertilisation initiale et réitérée du pin maritime (*Pinus pinaster* Ait.): principaux résultats de l'essai de Berganton. *Rev. For. Fr.* 52: 207-222.
- TRITTON, L.M.; MARTIN, C.W.; HORNBECK, J.W.; PIERCE, R.S. (1987). Biomass and nutrient removals from commercial thinning and whole-tree clearcutting of central hardwoods. *Environ. Manage.* 11: 659-666.
- TURNER, J.; LAMBERT, M.J. (1983). Nutrient cycling within a 27 year old *Eucalyptus grandis* plantation in New South Wales. *For. Ecol. Manage.* 6: 155-168.
- TURNER, J.; LAMBERT, M.J. (1986). Effects of forest harvesting nutrient removals on soil nutrient reserves. *Oecología*, 70: 140-148.
- TUTTLE, C.L.; GOLDEN, M.S.; MELDAHL, R.S. (1985). Surface soil removal and herbicide treatment: effects on soil properties and loblolly pine early growth. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 1558-1562.
- TWERY, M.J.; HORNBECK, J.W. (2001). Incorporating water goals into forest management decisions at a local level. *For. Ecol. Manage.* 143: 87-93.
- VALENTINE, H.T.; HILTON, S.J. (1977). Sampling oak foliage by the randomized-branch method. *Can. J. For. Res.* 7: 295-298.
- VALENTINE, H.T.; TRITTON, L.M.; FURNIVAL, G.M. (1984). Subsampling trees for biomass, volume, or mineral content. *For. Sci.* 30: 673-681.
- VAN BREEMEN, N.; MULDER, J.; DRISCOLL, C.T. (1983). Acidification and alkalization of soils. *Plant Soil* 75: 283-308.

- VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D. (1987). Microbial biomass measurements in forest soils: determination of Kc values and tests of hypothesis to explain the failure of the chloroform fumigation-incubation method in acid soils. *Soil Biol. Biochem.* 19: 381-386.
- VANCLAY, J.K. (1994). Modelling forest growth and yield. Applications to mixed tropical forests. CAB International, Wallingford, 312 p.
- VANCLAY, J.K.; SKOVSGAARD, J.P. (1997). Evaluation of forest growth models. *Ecological Modeling* 98: 1-12.
- VAN DER BURG, J. (1985). Foliar analysis for determination of tree nutrient status- a compilation data 2. Literature 1985-1989, "De Dorschkamp", 1990, Institute for Forestry and Urban Ecology, Wageningen, Rapport Nr. 951.
- VAN LAAR, A. (1991). Forest Biometry. University of Stellenbosch, South Africa.
- VAN LAAR, A.; AKÇA, A. (1997). Forest Mensuration. Cuvillier Verlag, Göttingen, 418 p.
- VAN LEAR, D.H.; SWANK, W.T.; DOUGLASS, J.E.; WAIDE, J.B. (1983). Forest management practices and nutrient status of a loblolly pine plantation. IUFRO Symp. Forest Site and conynuos productivity. USDA For. Serv. Pacific Northwest For. Range Exp. Sta. Gen. Tech. Rep. PNW-163: 252-258.
- VAN LEAR, D.H.; DOUGLASS, J.E.; COX, S.K.; AUGSPURGER, M.K. (1985). Sediment and nutrient export in runoff from burned and harvested pine watersheds in the South Carolina Piedmont. *J. Environ. Qual.* 14: 169-174.
- VEBERNE, E.L.J.; HASSINK, J.; DE WILLIGEN, P.; GROOT, J.J.R.; VAN VEEN, J.A. (1990). Modelling organic matter dynamics in different soils. *Netherl. J. Agri. Sci.* 38: 221-238.
- VEGA, J.A.; BARÁ, S.; VILLAMUERA, M.A.; ALONSO, M. (1982). Erosión después de un incendio forestal. Dep. Forestal de Zonas Húmedas. 24 p.
- VEGA, J.A.; COVELO, E.F.; ANDRADE, M.L. (2005). Limiting factors for reforestation of mine spoils from Galicia (Spain). *Land Degrad. Develop.* 16: 27-36.
- VEGA, P.; VEGA, G.; GONZÁLEZ, M.; RODRÍGUEZ, A. (1993). Mejora del *Pinus pinaster* Ait en Galicia. Ponencias y comunicaciones . I Congreso Forestal Español. Tomo II, 129-134.
- VILA, R.; RODRÍGUEZ, R.; PUGA, J. (2002). Las pérdidas de suelo producidas por erosión hídrica: la evaluación del "factor de tolerancia" y la cuantificación de su grado de erosión en relación con la pendiente máxima admisible para el cultivo. Una aproximación al conocimiento de su incidencia en Galicia (España). *Universitas. Homenaje a Antonio Eiras Roel. Universidad de Santiago de Compostela*, p. 291-305.
- VITOUSEK, P.M.; MATSON, P.A. (1985). Disturbance, nitrogen availability, and nitrogen losses in an intensively managed Loblolly Pine plantation. *Ecology* 66: 1360-1376.
- WANG, J. (1999). Above and below-ground biomass and nutrient distribution of a paper birch and subalpine fir mixed species stand in the Sub-Boreal Spruce zone of British Columbia. *For. Ecol. Manage.* 130: 17-26.
- WARING, R.H.; SCHLESINGER, W.H. (1985). Forest ecosystems. Academic Press, Orlando, FL.

- WARING, R.H.; RUNNING, S.W. (1998). Forest ecosystems: analysis at multiple scales. Ed. 2. Academic Press, San Diego, CA. 370 p.
- WATT, M.S.; CLINTON, P.W.; WHITEHEAD, D.; RICHARDSON, B.; MASON, E.G.; LECKIE, A.C. (2003): Above-ground biomass accumulation and nitrogen fixation of broom (*Cytisus scoparium* L.) growing with juvenile *Pinus radiata* on a dryland site. For. Ecol. Manage. 184: 93-104.
- WEETMAN, G.F. (1987). The importance of forest humus manipulation in silviculture practice. B.C. Soil Science Workshop. U.B.C. Vancouver, B.C. 21 p.
- WEISS, P.; SCHIELER, K.; SCHADAUER, K.; RADUNSKY, K.; ENGLISCH, M. (2000). Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes und Betrachtungen zum Kyoto-Protokoll, Series Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes und Betrachtungen zum Kyoto-Protokoll. Federal Environment Agency, Wien.
- WERT, S.; THOMAS, B.R. (1981). Effects of skid roads on diameter, height, and volume growth in Douglas-fir. Soil Sci. Soc. Am. J. 45: 629-632.
- WESTON, C.J.; ATTIWILL, P.M. (1996). Clearfelling and burning effects of nitrogen mineralization and leaching in soils of old-age *Eucalyptus regnans* forests. For. Ecol. Manage. 89: 13-24.
- WHITE, H. (1980). A heteroscedasticity-consistent covariance matrix estimator and a direct test for heteroscedasticity. Econometrica 48: 817-838.
- WHITE, H.; WELLS, S.G. (1982). Forest-fire devegetation and drainage basin adjustments in mountainous terrain, pp. 199-223, En; Rhodes, D.D. y Williams, G.P. (eds.), Adjustments of the fluvial system. Proceedings of the 10<sup>th</sup> Geomorphological Symposium, Allen y Unwin, Londres.
- WILLIAMS, M.S.; GREGOIRE, T.G. (1993). Estimating weights when fitting linear regression models for tree volume. Can. J. For. Res. 23: 1725-1731.
- WISCHMEIER, W.; SMITH, D. (1978). Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. United States. Department of Agriculture, Agriculture Handbook n° 537. USA. 58 p.
- WITTAQUER, R.; WOODWELL, G. (1971). Measurement of net primary production of forest. En: Symposium on the productivity of forest ecosystem. Brussels 1959. Productivity of forest Ecosystems. Ed. Por P. Duvigneaud. París, UNESCO 1971. pp 159-172.
- WYNN, T.M.; MOSTAGHIMI, S.; FRAZEE, J.W.; MC CLELLAN, P.W. SHAFFER, R.M.; AUST, W.M. (2000). Effects of forest harvesting best management practices on surface water quality in the Virginia Coastal Plain. Transactions of the ASAE. 43: 927-936.
- XIMÉNEZ DE EMBUN, J. (1977). El monte bajo. Ministerio de Agricultura. Madrid. 90 p.
- XUNTA DE GALICIA (2001). O monte galego en cifras. Dirección Xeral de Montes e Medio Ambiente Natural.
- XUNTA DE GALICIA (2005). Sistema de Información Ambiental de Galicia. Consellería de Medio Ambiente. Disponible en <http://www.siam-cma.org> [Consulta: 14 enero 2005].

- YANAI, R.D. (1992) The effect of whole-tree harvest on phosphorus cycling in the northern hardwood forest. *For. Ecol. Manage.* 104: 281-295.
- YOLE, D. (1996). Effects of alternative site preparation treatments on soil chemistry, physical properties, climate and seedling growth on a mesic site in the northern interior of British Columbia. MS Thesis. 111 p.
- YOLE, D.; KRANABETTER, M. (1996). Effects of site preparation treatments on soil properties-alternatives to broadcast burning in the North-Central interior. FRDA Res. Mem. N° 230. 5 p.
- YOUNG, H.E.; MARTIN, G.L.; BOCKHEIM, J.G. (1976). A summary and analysis of weight table studies. Proc. S4.01 IUFRO, Oslo, 251-282.
- ZAR, J. (1999). Biostatistical analysis. Fourth edition. Prentice May Internacional Editions. EEUU. 663 p.
- ZAS, R.; ESPAÑOL, E.; MESEGO, J.; CASTRO, M.; ROMÁN, M.; VEGA, G. (2000). Estatus nutritivo de las repoblaciones en tierras agrarias en Galicia. Actas del Congreso de Ordenación y Gestión sostenible de montes. Tomo I. Santiago de Compostela.
- ZAS, R.; SERRADA, R. (2003). Foliar nutrient status and nutritional relationships of young *Pinus radiata* D. Don plantations in northwest Spain. *For. Ecol. Manage* 174: 167-176.
- ZEIDE, B. (1987). Areas of biomass research. Pag. 193-196. En: Wharton, E.H.; Cunia, T. (comps.). Estimating tree biomass regressions and their error. Proc. Of the Workshop on Tree biomass regression functions and their contribution to the error of forest inventory estimates. USDA FOR. SERV. Gen. Tech. Rep.
- ZELLNER, A. (1962). An efficient method of estimating seemingly unrelated regressions and test for aggregation bias. *J. Am. Stat. Assoc.* 57: 348-368.