



ESCUELA DE DOCTORADO INTERNACIONAL
DE LA USC

Joel
Rodríguez Ruiz

Tesis doctoral

Diseño de sistemas de monitorización
forestal a escala regional

Lugo, 2025

TESIS DOCTORAL

DISEÑO DE SISTEMAS DE MONITORIZACIÓN FORESTAL A ESCALA REGIONAL

Autor

Joel Rodríguez Ruiz

Director: César Pérez Cruzado

Directora: Adela Martínez Calvo

Tutor: César Pérez Cruzado

Financiación

Esta tesis doctoral ha sido financiada en su etapa inicial por el convenio “Desenvolvemento do inventario forestal continuo de Galicia [2020-CP031]”, participado por la Axencia Galega da Industria Forestal, la Consellería do Medio Rural, la Universidade de Santiago de Compostela y la Universidade de Vigo, y desde el año 2020 por el programa de contratos predoctorales del Campus Terra 2022 de la Universidade de Santiago de Compostela. Asimismo, el proyecto “Consolidación 2021 GRC GI-1716 Proxectos e Planificación PROEPLA [ED431C 2021/27]” otorgado al grupo de investigación Proyectos y Planificación (PROEPLA) por la Consellería de Cultura, Educación e Universidade y la Vicepresidencia Segunda y la Axencia Galega de Innovación (GAIN), y la ayuda para contratos Ramón y Cajal [RYC2018-024939-I] de la Agencia Estatal de Investigación concedida al tutor han contribuido en el desarrollo de esta. Los datos utilizados en el transcurso de este trabajo fueron obtenidos gracias al proyecto “Diseño de sistemas de monitorización forestal a escala regional [ED431F 2020/02]”, concedido por la Consellería de Cultura, Educación e Universidade y la GAIN, y el convenio “Desenvolvemento do inventario forestal continuo de Galicia [2020-CP031]” anteriormente mencionado.



XUNTA
DE GALICIA

CONSELLERÍA DE CULTURA,
EDUCACIÓN, FORMACIÓN
PROFESIONAL E UNIVERSIDADES



Xacobeo 21-22



AXENCIA
GALEGA DE
INNOVACIÓN



AGENCIA
ESTATAL DE
INVESTIGACIÓN



XUNTA
DE GALICIA

CONSELLERÍA
DO MEDIO
RURAL



AXENCIA GALEGA
DA INDUSTRIA
FORESTAL

*A mi familia,
en especial a mi sobrina Tais*

AGRADECIMIENTOS

En este breve fragmento de texto quiero expresar mis más sinceras palabras de gratitud a cada uno de los que me habéis acompañado durante esta etapa, ya que como dijo Walt Disney:

“Los grandes logros de cualquier persona generalmente dependen de muchas manos, corazones y mentes”

Como no puede ser de otra manera, en primer lugar, quiero agradecer a mi familia, empezando por Gerardo y Yolanda, papá y mamá. Muchas gracias por haberme inculcado desde niño todos los valores que hoy me han traído hasta aquí, por haberme apoyado siempre que lo he necesitado y por haberme otorgado la oportunidad de realizar en todo momento lo que siempre me ha gustado, anteponiéndolo, ante todo. Desde luego, también quiero agradecerte a vosotros Nanssy y David, hermana y cuñado, por haberme ayudado siempre que lo he necesitado, por alegrarme muchos momentos y sobre todo por traer a este mundo una de las personas más especiales de mi vida, Tais. A ti sobrina y ahijada, que has sido fuente de mil alegrías, que siempre has sido capaz de sacarme una sonrisa, incluso en los peores momentos. Quiero decirte que, en la mayoría de los casos, las buenas personas se forjan a lo largo de toda una vida, pero en tu caso cualidades como la bondad y el cariño hacia los demás han sido innatas. También me gustaría transmitirme que en esta vida no existen límites para gente como tú y que con esfuerzo y sacrificio podrás alcanzar todo lo que te propongas. Te quiero pequeña.

De la misma manera, me gustaría agradecer a otra de las personas más especiales de mi vida y es a Sandra. A ti quiero decirte que has sido la energía que me ha movido durante muchos días, has sido mi mejor refugio cuando más lo he necesitado y por ello estaré eternamente agradecido a la vida, quien me brindó la posibilidad de haberte conocido en ese primer año de carrera. Muchísimas gracias por todo lo que has aportado a mi persona y quiero que sepas que siempre tendrás un lugar muy especial en mi vida. También me gustaría mostrarte mi gratitud a ti Luis, por haberme tratado como uno más de la familia desde el primer momento que llegué a tu casa y por todo el cariño que me mostraste.

Estas son las líneas más difíciles de escribir y son para ti Pepe, padrino. Aunque lamentablemente ya no estás con nosotros, no me gustaría acabar esta etapa sin agradecerte todo lo que me has aportado desde el primer día de mi vida. De ti he aprendido el verdadero significado de la alegría, de aprender a tomarse siempre las cosas con humor incluso en los momentos menos buenos. Muchísimas gracias por habernos hecho la vida mucho más feliz y fácil a todos y por haberme inculcado esa ilusión y filosofía de vida.

Durante esta etapa académica he tenido el gran privilegio de haberme formado y trabajado con las mejores personas que me he podido imaginar. Me gustaría empezar, mostrando mi mayor gratitud a mis directores César Pérez Cruzado y Adela Martínez Calvo. En vuestro caso me resulta muy difícil discernir lo académico de lo personal porque desde el primer momento me habéis tratado con un afecto desmerecido, haciendo que el trabajo se volviese sinónimo de felicidad. Con vosotros he aprendido innumerables cosas convirtiéndoos para mí en unos referentes a seguir, y habéis inculcado en mí vuestra pasión por la ciencia. A ti, César, quiero expresarte mis agradecimientos por haber depositado tu plena confianza en mí dándome la posibilidad de participar en esta tesis e inculcarme la pasión por la ciencia que a ti tanto te gusta. Me gustaría poner de manifiesto tu calidad humana, en la que destaca tu simpatía, haciendo que cualquier vivencia contigo esté plagada de carcajadas. También quiero resaltar tu bondad y

entrega atendiendo cada una de mis impertinentes molestias con buena cara e inmediatez. A ti, Adela, me gustaría mucho mostrarte en estas pocas líneas mi gratitud por todo lo que me has ayudado, si hoy en día estoy finalizando esta etapa es en gran medida por tu apoyo. En todo momento me has facilitado tu ayuda desinteresada anteponiéndola en muchas ocasiones a tus prioridades. En ti he descubierto el verdadero significado de amabilidad. Algo que siempre me ha fascinado de ti es la capacidad de resolución que has mostrado, con un rigor insuperable, y la gran adaptabilidad a cualquier cambio. Gracias a ti he aprendido innumerables cosas y la capacidad de afrontar cualquier enigma con ilusión; eso sí, con esfuerzo y sacrificio. Has conseguido poner la cordura y el orden en todo momento a esta tesis, incluso con alguien como yo, por lo que puedes considerarlo todo un logro. No me gustaría acabar mi agradecimiento hacia vosotros, sin deciros que por mi parte tenéis un amigo para siempre.

A continuación, me encantaría resaltar también una persona muy especial y es mi amigo Mario. Eres el claro reflejo de la bondad, amistad y compañerismo. Desde el día que nos conocimos, hace casi 5 años, han sido numerosas las vivencias y en todas ellas he podido descubrir la persona maravillosa que eres. Me siento muy afortunado de contar con tu compañía cada día y que, aunque a veces me vuelva insostenible no desistas y trates de revertir esa situación. Por supuesto, profesionalmente solo siento admiración hacia ti por tu entrega y ganas de hacerlo siempre lo mejor posible. Agradecerte también todos los conocimientos que me has transmitido de manera desinteresada. ¡Muchas gracias, amigo!

Agradecer también a Javi, que, aunque su paso profesional por esta etapa ha sido fugaz, ha sido lo suficiente como para conocer a una gran persona y propiciar una amistad. Asimismo, también quiero dar las gracias a Diego por todo lo que me ha ayudado y su disposición para hacer las cosas, aunque a veces no fuesen muy apetecibles.

Quiero mostrar también mi gratitud al Catedrático Manuel Francisco Marey Pérez. Me siento afortunado de que hubiese aceptado mi presencia en actividades docentes mostrándome su profesionalidad y su buen hacer de las cosas. Además, agradecer también sus sabios y alentadores consejos sobre las diferentes etapas a las que me he enfrentado, haciéndolo siempre desde su inmensurable cercanía.

Durante esta etapa también he tenido el placer de vivir una experiencia maravillosa durante mi estancia de investigación en Praga. Primeramente, quiero agradecer a Peter Surovy, por acogerme en su centro de trabajo junto con todo su equipo, quienes me trataron como uno más y me brindaron su ayuda desde el primer momento. Durante esta etapa también quiero agradecer enormemente a Juan su hospitalidad, su ayuda en todo momento haciendo que esos 3 meses fuera de casa fuesen inolvidables y gratamente placenteros.

Por otro lado, quiero mostrar también mi gratitud a aquellas personas que se encuentran fuera de la parte más profesional y académica, y que debido a la suerte de estar en un centro que destaca el valor personal, he podido conocer a grandes personas.

Quiero empezar por Raquel y Óscar, a quienes he conocido durante el Grado en Ingeniería Forestal y del Medio Natural y con quienes tuve el privilegio de disfrutar estas etapas. A Raquel, ya van 12 años prácticamente que nos conocemos y quiero darte las gracias por llenar muchos momentos de risas contagiándonos con tu sonrisa. A Óscar, agradecerte tu ayuda en todas las ocasiones que la he demandado y por los esos pequeños momentos que me has hecho pasar de felicidad, amenizando así muchas de las comidas y situaciones. Durante esta etapa de grado y

máster también he conocido a personas como Cecilia a la cual quiero agradecer su bondad y generosidad, radiando siempre felicidad. Asimismo, he conocido a María quien me ha transmitido siempre buenos momentos con su gustosa compañía.

De igual modo, quiero agradecerme a ti Ainoa, quién no hace mucho tiempo que has aparecido en mi vida, pero que desde el primer momento he sabido que eres una muy buena persona y amiga, que piensa constantemente en ayudar a los demás y que, en algún momento de flaqueza por mi parte, se ha preocupado y me ha animado. También me gustaría incluirte en estos agradecimientos a ti Analía, que con tus pequeñas travesuras y sonrisa de pilla haces que despierte en cualquiera ese espíritu bromista. Gracias por generar momentos divertidos sacándome una sonrisa en cualquier situación. Muchas gracias, hermanas Míguez, ojalá pueda disfrutar de vuestra compañía mucho tiempo.

Otra persona a la que quiero mostrar mi gratitud es a ti María Jesús, más conocida por todos como Susi, por haber hecho que los cafés fuesen mucho más divertidos y por haber aceptado muchas de mis bromas que en gran parte de las ocasiones fueron poco acertadas, pero sí decirte que por mi parte fueron realizadas con gran cariño. Me gustaría darte las gracias a ti también Héctor, por ser esa persona que entiende mi humor a la hora de comer y propiciar alguna que otra risa. En el mismo sentido, quiero agradecerme Ana tu compañía en muchos momentos en los que siempre has sabido llevar mis opiniones buscando que te enfadarás un poco conmigo y sacar esa chispa tan divertida, perdona por buscarte siempre las cosquillas.

Me gustaría mostrar mis agradecimientos también a Yago, Andrés, Santi, Cristina y Luis Franco que, aunque no he pasado mucho tiempo con vosotros, me habéis ayudado y me habéis hecho pasar un buen rato de risas. También agradecer a los catedráticos Juan Gabriel Álvarez, Roque Rodríguez y Ulises Diéguez por haberme otorgado y otros miembros del grupo de investigación UXAFORES por su inestimable ayuda siempre que la he demandado.

Por último, quiero agradecer al Campus Terra de Lugo por brindarme la posibilidad de disfrutar de uno de sus contratos predoctorales y con el que hoy puedo estar aquí. También quiero agradecer al grupo de investigación de PROEPLA por toda su disposición hacia mí y hacerme partícipe en todo momento. También deseo incluir en estos agradecimientos a la administración gallega, más particularmente a la Dirección Xeral de Planificación y Ordenación de Montes de la Consellería de Medio Rural, por permitirme acompañarlos durante el desarrollo de actividades relacionadas con el Inventario Forestal Continuo de Galicia y en el cual tuve el placer de participar, conociendo a muy buenas personas.

Espero no haberme olvidado de nadie en este texto y si así fuese sepa aceptar mis disculpas. De igual modo, quiero remarcar que estas líneas solo expresan una ínfima parte de la gratitud que siento hacia cada uno de vosotros y considero que, gracias a todos vosotros, he conseguido méritos difícilmente alcanzables como son todos esos momentos maravillosos que han llenado mi vida de felicidad. Espero que la vida nos brinde la oportunidad de seguir cosechando vivencias inolvidables.

¡MUCHAS GRACIAS!

Joel Rodríguez Ruiz



RESUMEN

Los sistemas de monitorización forestal son herramientas que permiten conocer y evaluar los recursos y el estado los bosques de una región determinada, así como su evolución a lo largo del tiempo. Estos sistemas son una fuente de información fundamental para el desarrollo de estrategias políticas y la toma de decisiones en el ámbito forestal y ambiental por parte tanto de los gobiernos como de otros organismos públicos o privados. Existe gran variedad de sistemas de monitorización y, en la actualidad, prácticamente cada país cuenta con uno propio a nivel nacional. No obstante, dado que muchas de las decisiones estratégicas que afectan a los sistemas de seguimiento de los bosques, o que se basan en la información que con ellos se recaba, se toman a nivel internacional (por ejemplo, las acciones destinadas a la lucha contra el cambio climático), es necesario que estos sistemas se encuentren armonizados entre sí. Es por este motivo por lo que este trabajo está enfocado en desarrollar metodologías que permitan realizar el diseño y puesta en marcha de sistemas de monitorización forestal a gran escala de una manera más eficiente y, en la medida de lo posible, estandarizada, empleando para ello los resultados y experiencias adquiridas en el desarrollo de inventarios forestales, concretamente en el diseño del Inventario Forestal Continuo de Galicia. Con este fin, en primer lugar, se realizó una propuesta metodológica de gestión de proyectos, basada en la metodología de gestión de proyectos PM², destinada al diseño de sistemas de monitorización forestales y aprovechando todas las lecciones aprendidas durante la participación en el diseño de estos sistemas. Para la elaboración de esta propuesta, los esfuerzos se focalizaron sobre elementos de gran relevancia como la gobernanza dentro del proyecto, la cual a veces queda un poco olvidada, o la definición de las distintas fases por las que pasa todo el proceso de diseño, desde sus etapas más incipientes hasta su implementación. A continuación, se evaluó la importancia de identificar adecuadamente las necesidades de información a satisfacer por el sistema de monitorización forestal y de contar con un inventario piloto durante el proceso de diseño que permita caracterizar la población objeto de seguimiento y otros elementos operativos del proceso de medición. Además, en base a este inventario piloto, se analizó el efecto que los errores asociados a la medición de la distancia horizontal tienen sobre las estimaciones finales de las variables forestales de interés. El estudio se centró en la medición de la distancia horizontal por la influencia que esta tiene a la hora de aplicar los criterios de inclusión de árboles en las parcelas de inventario. Con él se evaluó el efecto de los errores de medición sobre la estimación de las variables de rodal volumen, área basimétrica y densidad, con el objetivo de proveer de información de apoyo para la toma de decisiones asociadas al tamaño de la parcela de medición. Por último, puesto que en el proceso de diseño de un sistema de monitorización forestal un elemento muy importante es la interrelación que existe entre los distintos elementos de diseño (diseño muestral, diseño observacional y diseño estimacional), en esta tesis se estudió la relación existente entre el tamaño de parcela de campo y el tamaño de ventana del producto de teledetección utilizado como fuente de información auxiliar cuando el enfoque metodológico considerado es la inferencia basada en modelos o la asistida por modelos. Concretamente, el análisis se realizó para el caso en el que los productos de teledetección utilizados para los modelos fuesen nubes de puntos capturadas con sensores LiDAR aéreos, y se investigó el efecto que esta cuestión relativa al diseño observacional tiene sobre las estimaciones finales de las variables dasométricas de la parcela. Se espera que los avances realizados en esta tesis, y más concretamente, la propuesta metodológica de gestión de proyectos para sistemas de monitorización forestal, tengan aplicación directa en los nuevos procesos de diseño y puesta en marcha de sistemas de monitorización forestal a gran escala.

Palabras clave: inventario forestal, gestión de proyectos, incertidumbre, armonización, planificación.

RESUMO

Os sistemas de seguimento forestal son ferramentas que permiten coñecer e avaliar os recursos e estados dos bosques dunha rexión determinada, así como a súa evolución ó longo do tempo. Estes sistemas son unha fonte de información fundamental para o desenvolvemento de estratexias políticas e a toma de decisións no ámbito forestal e ambiental por parte tanto dos gobernos como doutros organismos públicos e privados. Existe gran variedade de sistemas de seguimento e, na actualidade, practicamente cada país conta cun propio a nivel nacional. Non obstante, dado que moitas das decisións estratéxicas que afectan ós sistemas de seguimento dos bosques, ou que se basean na información que con eles se recolle, tómanse a nivel internacional (por exemplo, as accións destinadas á loita contra o cambio climático), é necesario que estes sistemas se atopen harmonizados entre si. É por este motivo polo que este traballo está enfocado en desenvolver metodoloxías que permitan realizar o deseño e posta en marcha de sistemas de seguimento forestal a grande escala dunha maneira máis eficiente e, na medida do posible, estandarizada, empregando para iso os resultados e experiencias adquiridas no desenvolvemento de inventarios forestais, concretamente no deseño do Inventario Forestal Continuo de Galicia. Con este fin, en primeiro lugar, realizouse unha proposta metodolóxica de xestión de proxectos, baseada na metodoloxía de xestión de proxectos PM², destinada ó deseño de sistemas de seguimento forestais e aproveitando todas as leccións aprendidas durante a participación no deseño destes sistemas. Para a elaboración desta proposta, os esforzos focalizáronse sobre elementos de gran relevancia como o goberno dentro do proxecto, a cal ás veces queda un pouco esquecida, ou a definición das distintas fases polas que pasa todo o proceso de deseño, desde as súas etapas máis incipientes ata a súa implementación. A continuación, avalíouse a importancia de identificar adecuadamente as necesidades de información a satisfacer polo sistema de seguimento forestal e de contar cun inventario piloto durante o proceso de deseño que permita caracterizar a poboación obxecto de seguimento e outros elementos operativos do proceso de medición. Ademais, en base a este inventario piloto, analizouse o efecto que os erros asociados á medición da distancia horizontal teñen sobre as estimacións finais das variables forestais de interese. O estudo centrouse na medición da distancia horizontal pola influencia que esta ten á hora de aplicar os criterio de inclusión de árbores nas parcelas de inventario. Con el avalíouse o efecto dos erros de medición sobre a estimación das variables de rodal volume, área basal e densidade, co obxectivo de prover de información de apoio para a toma de decisións asociadas ó tamaño da parcela de medición. Por último, posto que no proceso de deseño dun sistema de seguimento forestal un elemento moi importante é a interrelación que existe entre os distintos elementos de deseño (deseño de mostraxe, deseño observacional e deseño estimacional), nesta tese estudouse a relación existente entre o tamaño de parcela de campo e o tamaño de ventá do produto de teledetección empregado como fonte de información auxiliar cando o enfoque metodolóxico considerado é a inferencia baseada en modelos ou a asistida por modelos. Concretamente, a análise realizouse para o caso no que os produtos de teledetección utilizados para os modelos fosen nubes de puntos capturadas con sensores LiDAR aéreos, e investigouse o efecto que esta cuestión relativa ó deseño observacional ten sobre as estimacións finais das variables dasométricas da parcela. Espérase que os avances realizados nesta tese, e máis concretamente, a proposta metodolóxica de xestión de proxectos para sistemas de seguimento forestal, teñan aplicación directa nos novos procesos de deseño e posta en marcha de sistemas de seguimento forestal a gran escala.



Palabras chave: inventario forestal, xestión de proxectos, incerteza, harmonización, planificación

ABSTRACT

Forest monitoring systems provide information about forest resources and conditions in a specific region, enabling assessment of changes over time. These monitoring systems are a fundamental source of information for the development of political strategies and decision-making by governments and other public or private organizations in the forestry and environmental fields. Many different countries have their own national forest monitoring systems, and a wide variety of methods are currently in use. Harmonized methods are required as many of the strategic decisions affecting forest monitoring systems and/or that are based on the information collected are taken at international level (e.g. actions aimed at combating climate change). This research focused on developing methods that enable more efficient, standardized (as far as possible) design and implementation of large-scale forest monitoring systems. The results and experience acquired in the development of forest inventories, specifically in the design of the Continuous Forest Inventory of Galicia (NW Spain), were considered during the method development. In the first step of the research, a project management methodology was developed on the basis of the PM² project management methodology, which is aimed at forest monitoring system design. The lessons learned during participation in system design were applied. Efforts focused on particularly relevant elements, such as governance within the project (which is sometimes overlooked), and on definition of the different stages of the entire design process. The importance of correctly identifying the information needs to be met by the monitoring system and also of conducting a pilot inventory during the design process (to characterise the population to be monitored and other operational elements in the measurement process) was then assessed. The study focused on measuring the horizontal distance because of the influence this parameter has on the inclusion of trees in inventory plots. The effect of measurement errors on estimates of stand volume, basal area and density variables was also evaluated, with the aim of providing supporting information for decision-making associated with the size of the measurement plot. Finally, as the relationships between the different design elements (sampling, observational and estimation design) are very important in designing forest monitoring systems, we studied the relationship between the field plot size and the window size of the remote sensing product used as the source of auxiliary information in model-based or model-assisted inference methods. Specifically, the analysis was applied to the use of point clouds captured with airborne LiDAR sensors as the remote sensing products included in the models. The effect that the observational design has on the final estimates of the plot dasometric variables was investigated. The advances reported in this thesis, and more specifically, the proposed project management methodology for forest monitoring systems, are expected to be directly applicable to new design processes and the implementation of large-scale forest monitoring systems.

Keywords: forest inventory, project management, uncertainty, harmonization, planning.

ÍNDICE

1.	INTRODUCCIÓN.....	3
1.1	Sistemas de monitorización forestal	4
1.1.1	Antecedentes y evolución histórica de los inventarios forestales	4
1.1.2	Sistemas de monitorización a gran escala y nuevos requisitos	6
1.1.2.1	Propuesta de reglamento europeo sobre monitorización forestal.....	8
1.1.2.2	Teledetección en los sistemas de monitorización forestal.....	10
1.1.2.3	Mercados de carbono.....	13
1.1.3	Proceso de diseño de los inventarios forestales	17
1.1.3.1	Diseño muestral	18
1.1.3.2	Diseño observacional.....	20
1.1.3.3	Diseño estimacional.....	22
1.1.3.4	Fuentes de error y modelos de propagación de errores	24
1.1.4	Sistemas de monitorización forestal en España y Galicia.....	24
1.1.4.1	Inventario Forestal Nacional e Inventario Forestal de Especies Productivas del Norte Peninsular	25
1.1.4.2	Inventario Forestal Continuo de Galicia.....	27
1.2	Metodologías de gestión de proyectos.....	29
1.2.1	Antecedentes y evolución histórica de las metodologías de gestión de proyectos	29
1.2.2	Gestión de proyectos en sistemas de monitorización forestal.....	31
2.	OBJETIVOS	35
3.	MATERIAL Y MÉTODOS	39
3.1	Fundamentos de la metodología de gestión de proyectos de PM ²	39
3.1.1	Gobernanza	39
3.1.2	Ciclo de vida	42
3.1.2.1	Fase de inicio.....	42
3.1.2.2	Fase de planificación	43
3.1.2.3	Fase de ejecución.....	43

3.1.2.4 Fase de cierre	43
3.1.2.5 Seguimiento y control	44
3.1.2.6 Puertas de fase.....	44
3.2 Caracterización de las necesidades de información y la población objetivo	44
3.2.1 Identificación de las necesidades de información	44
3.2.2 Datos de campo del inventario piloto del IFCG	45
3.2.3 Caracterización de la cartografía catastral.....	47
3.2.3.1 Clasificación de usos del suelo	48
3.2.3.2 Cálculo de incírculos.....	51
3.2.4 Estimación de las densidades	51
3.2.4.1 Identificación de los grupos de especies de interés	52
3.2.4.2 Estimación del área unitaria de referencia por árbol	52
3.2.4.3 Estimación de la densidad para los grupos de especies de interés.....	53
3.3 Efecto de los errores de medición sobre las estimaciones finales.....	53
3.3.1 Control de calidad del IFCG.....	54
3.3.2 Caracterización del error de medición en distancia horizontal.....	54
3.3.3 Computación de las secciones circulares.....	55
3.3.4 Estimación de las variables de rodal y simulaciones de Monte-Carlo	56
3.3.5 Efecto del error sobre la estimación de las variables de rodal.....	58
3.4 Efecto entre la relación de la ventana LiDAR y la parcela de campo en el ajuste de modelos	59
3.4.1 Parcela S	59
3.4.2 Sensores remotos	60
3.4.3 Ajuste y evaluación de los modelos	61
4. RESULTADOS.....	67
4.1 Proceso de diseño y puesta en marcha de sistemas de monitorización forestal	67
4.2 Propuesta de metodología de gestión de proyectos para sistemas de monitorización forestal	69
4.2.1 Ciclo de vida.....	69
4.2.2 Requisitos del sistema de monitorización forestal	70

4.2.3 Estudio de las alternativas.....	73
4.2.4 Diseño del sistema de monitorización forestal.....	73
4.2.5 Implementación del primer ciclo del sistema de monitorización forestal.....	75
4.2.6 Gobernanza	75
4.2.7 Entregables del proyecto	80
4.3 Identificación de las necesidades de información.....	82
4.3.1 Conocimiento y uso de los sistemas de monitorización forestales existentes ..	82
4.3.2 Necesidades de información	84
4.4 Caracterización de la población objetivo.....	86
4.4.1 Evaluación de la cartografía catastral como marco muestral.....	86
4.4.2 Estimación de la densidad del arbolado	90
4.4.3 Descriptivos del IFCG.....	94
4.5 Evaluación del error de medición en distancia horizontal sobre la incertidumbre..	97
4.5.1 Ajuste de una distribución para el error de medición en distancia horizontal ..	97
4.5.2 Efecto del error de medición en distancia horizontal sobre la estimación de variables de rodal	100
4.5.3 Número de árboles en función al tamaño de parcela	104
4.6 Efecto de combinar diferentes tamaños de ventana LiDAR con diferentes tamaños de parcela sobre el ajuste del modelo	105
4.6.1 Indicadores de la bondad de ajuste de los modelos ajustados.....	105
4.6.2 Variables independientes de los modelos ajustados.....	109
4.6.3 Ratio de convergencia entre las variables LiDAR y la variable volumen	110
5. DISCUSIÓN.....	115
6. CONCLUSIONES.....	139
6.1 Conclusiones (Español)	139
6.2 Conclusions (English).....	141
REFERENCIAS	147
ANEXO I. Encuesta del proceso participativo del IFCG.....	167
ANEXO II. Listado de métricas LiDAR	173
ACRÓNIMOS	177

NOTACIÓN.....	183
GLOSARIO	187
Publicaciones derivadas de esta tesis y permisos de uso	191

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de organización de la gobernanza del proyecto según la metodología de PM ² . Elaboración propia en base a Comisión Europea (2021).	40
Figura 2. Esquema de los objetivos de la encuesta.	45
Figura 3. Localización espacial de los puntos de muestreo del inventario piloto del IFCG (izquierda): puntos de muestreo medidos y descartados; puntos de muestreo con control de calidad. Diseño de parcela implementado en el inventario piloto (derecha): parcela R, y parcela C para cada subparcela identificada. Nota: el número y localización de las parcelas C depende de la configuración de las tipologías de bosque de la parcela R.	46
Figura 4. Ejemplo de parcela R para uno de los puntos de muestreo de la red base del inventario piloto del (izquierda). Subparcelas identificadas en la parcela R, y sus parcelas C asociadas (derecha).....	46
Figura 5. Ejemplos del proceso de caracterización de la cartografía catastral: selección de las subparcelas catastrales rústicas que intersecan con la ventana de 1x1 km (izquierda), clasificación de las subparcelas catastrales con más del 90 % de su área contenida en la ventana de 1x1 km (medio), y cálculo de los incírculos para aquellas de ellas clasificadas como cobertura forestal (derecha). Los colores representan las diferentes clases. Eu: eucalipto; Pi: pino; AC: acacia; FC: frondosa caducifolia; RJ: regenerado; MX: masa mixta; MT: matorral; NF: no forestal; NN: no clasificada.....	49
Figura 6. Ejemplo de construcción del polígono de referencia cuando solo hay una subparcela en la parcela R. Cálculo de los polígonos de Voronoi (polígonos negros en el panel a, izquierda) y envolvente convexa (polígono rojo en el panel b, centro) correspondiéndose a la posición de los árboles medidos. Selección de los polígonos de Voronoi completamente comprendidos en la envolvente convexa, uniendo los cuales se genera el polígono de referencia (polígonos con relleno verde en el panel c, derecha).	53
Figura 7. Sección circular formada desde la esquina A de la parcela R con árboles pertenecientes a una única subparcela, de tal manera, que sean de un único estrato. a) corresponde a un estrato proveniente de masa natural y b) proveniente de una plantación.....	56
Figura 8. Obtención de nuevos valores de distancia horizontal para cada árbol y SC durante el proceso de simulación: a) posición original de los árboles y b) posición de los árboles tras el proceso de simulación.	57
Figura 9. Parcela S, malla sistemática y área de vuelo LiDAR.....	59
Figura 10. Esquema del proceso de ajuste de los modelos.....	62
Figura 11. Adaptación del ciclo de vida para los sistemas de monitorización forestal y sus procesos basándose en la metodología PM ² . Nota: se ha utilizado la abreviatura SMF para referirse a los sistemas de monitorización forestal por cuestiones gráficas.	71

Figura 12. Esquema de la gobernanza para la propuesta metodológica de gestión de proyectos aplicada a los sistemas de monitorización. Elaboración propia adaptada de Comisión Europea (2021).....	79
Figura 13. Grado de conocimiento y frecuencia de uso de los sistemas de monitorización forestal a diferentes escalas expresado en porcentaje de respuestas. FRA: Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales; RED-I: Red Europea de Seguimiento de los bosques Nivel I; RED-II: Red Europea de Seguimiento de los bosques Nivel II; IFN: Inventario Forestal Nacional; RGD: Red Gallega de Seguimiento de Daños en los Bosques; IFP: Inventarios Forestales Propios; IOM: Inventarios de Ordenación de Montes.	82
Figura 14. Utilidad de los productos proporcionados por los diferentes sistemas de monitorización forestal.	83
Figura 15. Respuestas sobre la actualización temporal de las necesidades de información.	85
Figura 16. Escala espacial demandada por los encuestados sobre las necesidades de información.	85
Figura 17. Indicador de separación de coberturas por clase para las subparcelas catastrales clasificadas como uso forestal.....	88
Figura 18. Función de distribución empírica acumulada del inradio (m) por clase para las subparcelas catastrales clasificadas como forestal. Eu: eucalipto; Pi: pino; AC: acacia; FC: frondosa caducifolia; RJ: regenerado; MX: masa mixta.....	89
Figura 19. Función de distribución empírica acumulada de la distancia del incentro al centro de la ventana de 1x1 km (m) por clase para las subparcelas catastrales clasificadas como cubierta forestal. Eu: eucalipto; Pi: pino; AC: acacia; FC: frondosa caducifolia; RJ: regenerado; MX: masa mixta.....	90
Figura 20. Especie dominante para las subparcelas forestales arboladas medidas durante el inventario piloto.	91
Figura 21. Principales especies arbóreas medidas durante el inventario piloto. El eje x se corresponde con el número de árboles.	91
Figura 22. Diagramas de caja de las densidades (árboles · ha ⁻¹) para cada grupo de especies.	93
Figura 23. Función de densidad estimada de las densidades (árboles · ha ⁻¹) para cada grupo de especie	93
Figura 24. Función de densidad estimada de los tiempos de mediciones (h) para las parcelas del inventario piloto. La línea verde se corresponde con la media y la línea marrón con la mediana.	94
Figura 25. Diagrama de violín del ratio entre los tiempos de medición de cada grupo de variables y la duración total de la medición por parcela.....	95

Figura 26. Descriptivos del número de subparcelas presentes por parcela.	95
Figura 27. Porcentaje de subparcelas según su tipología.	96
Figura 28. Porcentaje de subparcelas según su tipología selvícola.	96
Figura 29. Porcentaje de subparcelas según su estado selvícola.	97
Figura 30. Porcentaje de subparcelas según su origen.	97
Figura 31. Distancia horizontal medida por los equipos de campo frente a la distancia horizontal medida en el control de calidad. Asumiendo que el error es aditivo (a) y multiplicativo (b).	98
Figura 32. Funciones de densidad tipo kernel para los errores de medición en distancia horizontal en masas naturales (marrón) y plantaciones (verde) considerando errores aditivos (a) y errores multiplicativos (b).	99
Figura 33. Percentiles 5 % y 95 % de las diferencias en volumen de rodal (ΔV , $m^3 \cdot ha^{-1}$) en masas naturales (amarillo) y plantaciones (verde), considerando: el error aditivo dividiendo a la mitad la desviación estándar (a), el error multiplicativo dividiendo a la mitad la desviación estándar (b), el error aditivo con la desviación estándar observada (c), el error multiplicativo con la desviación estándar observada (d), el error aditivo con la desviación estándar multiplicada por dos (e) y el error multiplicativo con la desviación estándar multiplicada por dos (f).	101
Figura 34. Percentiles 5 % y 95 % de las diferencias en área basimétrica del rodal (ΔG , $m^2 \cdot ha^{-1}$) en masas naturales (amarillo) y plantaciones (verde), considerando: el error aditivo dividiendo a la mitad la desviación estándar (a), el error multiplicativo dividiendo a la mitad la desviación estándar (b), el error aditivo con la desviación estándar observada (c), el error multiplicativo con la desviación estándar observada (d), el error aditivo con la desviación estándar multiplicada por dos (e) y el error multiplicativo con la desviación estándar multiplicada por dos (f).	102
Figura 35. Percentiles 5 % y 95 % de las diferencias en densidad del rodal (ΔN , árboles $\cdot ha^{-1}$) en masas naturales (amarillo) y plantaciones (verde), considerando: el error aditivo dividiendo a la mitad la desviación estándar (a), el error multiplicativo dividiendo a la mitad la desviación estándar (b), el error aditivo con la desviación estándar observada (c), el error multiplicativo con la desviación estándar observada (d), el error aditivo con la desviación estándar multiplicada por dos (e) y el error multiplicativo con la desviación estándar multiplicada por dos (f).	103
Figura 36. Diagramas de caja con el número de árboles implicados en la estimación de las variables de rodal, considerando las posiciones iniciales de los árboles.	105
Figura 37. Mapa de calor con los R^2_{adj} para los 1.296 modelos ajustados. a) nube de puntos con 577 puntos $\cdot m^{-2}$ y b) nube de puntos con 0,5 puntos $\cdot m^{-2}$	106
Figura 38. Mapa de calor con los $RMSE$ para los 1.296 modelos ajustados. a) nube de puntos con 577 puntos $\cdot m^{-2}$ y b) nube de puntos con 0,5 puntos $\cdot m^{-2}$	106

Figura 39. a) Diagrama de cajas de los valores de R^2_{adj} para cada rf usando FD ; b) Diagrama de cajas de los valores de R^2_{adj} para cada rf usando LD ; c) Diagrama de cajas de los valores de R^2_{adj} para cada rl usando FD ; y d) Diagrama de cajas de los valores de R^2_{adj} para cada rl usando LD 107

Figura 40. a) Diagrama de cajas de los valores de $RMSE$ para cada rf usando FD ; b) Diagrama de cajas de los valores de $RMSE$ para cada rf usando LD ; c) Diagrama de cajas de los valores de $RMSE$ para cada rl usando FD ; y d) Diagrama de cajas de los valores de $RMSE$ para cada rl usando LD 108

Figura 41. a) Número de veces que ha aparecido cada variable en el ajuste de los modelos en el caso que se empleó la nube de puntos FD , y b) Número de veces que ha aparecido cada variable en el ajuste de los modelos en el caso que se empleó la nube de puntos LD 109

Figura 42. a) Diagrama de cajas de los valores de los parámetros estandarizados en los modelos ajustado cuando se empleó FD , y b) Diagrama de cajas de los valores de los parámetros estandarizados en los modelos ajustado cuando se empleó LD 110

Figura 43. a) Diagrama de cajas de los valores de V para cada parcela de muestreo y cada rf , y b) Diagrama de cajas de los valores del percentil 95 % de las alturas para cada parcela de muestreo y cada rl . La línea azul representa el valor de referencia poblacional y los puntos naranjas la media para cada radio. 111

Figura 44. Las líneas cortadas representan la covarianza entre el V y $zq95$, mientras que las líneas solidas representan el producto entre sus desviaciones estándar. Las líneas verdes hacen referencia a parcelas LiDAR de radio 10 m, las amarillas a parcelas LiDAR de radio 25 m y las marrones a parcelas LiDAR de radio 40 m..... 111

Figura 45. Desviación típica de las variables reescaladas. La línea continua representa la desviación típica del V mientras que la línea discontinua representa la desviación estándar del $zq95$. El eje x se refiere al radio de parcela de campo. 112

Figura 46. Banda exterior (verde oscuro) y banda interior (verde claro) de un trazado circular para una distribución de errores de medición de distancias horizontales conocida y simétrica y una anchura de banda fija..... 130

Figura 47. Relación entre las bandas exterior e interior (OIBR) en función del radio de la parcela circular (r) para una anchura de banda igual a 0,5 m (línea punteada), 1 m (línea continua) y 2 m (línea discontinua)..... 130

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Estadísticos descriptivos de las variables dasométricas para cada especie o grupos de especies de la parcela S.....	60
Tabla 2. Estadísticos de bondad del ajuste de los modelos.....	62
Tabla 3. Productos demandados por los participantes en la encuesta realizada al sector forestal gallego.	86
Tabla 4. Estadísticos descriptivos para el número de subparcelas catastrales que intersecan las ventanas de 1x1 km.....	87
Tabla 5. Estadísticos descriptivos para la superficie (m ²) de las subparcelas catastrales que intersecan las ventanas de 1x1 km.....	87
Tabla 6. Estadísticos descriptivos para la superficie (m ²) de las subparcelas catastrales clasificadas.	87
Tabla 7. Estadísticos descriptivos por clase para el inradio (m) calculado para las subparcelas catastrales clasificadas como uso forestal.....	89
Tabla 8. Estadísticos descriptivos por clase para la distancia (m) desde el incentro hasta el centro de la ventana de 1x1 km para las subparcelas catastrales clasificadas como uso forestal.	90
Tabla 9. Grupos de especies de interés para la estimación de densidades.	92
Tabla 10. Estadísticos descriptivos por grupo de especies para las densidades estimadas (árboles · ha ⁻¹).....	92
Tabla 11. Análisis descriptivo de los errores de medición en distancia horizontal en masas naturales y plantaciones, considerando los errores como aditivos y multiplicativos.	100

1. INTRODUCCIÓN

1. INTRODUCCIÓN

La palabra inventario proviene del término latino *inventarium* (lista de lo hallado, catálogo de cosas), el cual proviene del verbo *invenire* (hallar, encontrar). La Real Academia Española (RAE) define la palabra inventario en su primera acepción como “asiento de los bienes y demás cosas pertenecientes a una persona o comunidad, hecho con orden y precisión”. Por otro lado, la palabra forestal viene del latín *forestalis* (relativo a los bosques) y es definida por la RAE como “perteneciente o relativo a los bosques y a los aprovechamientos de leñas, pastos, etc.”. En base a estas acepciones se puede definir un inventario forestal como un sistema de recopilación de información sobre los recursos forestales en base a mediciones sobre el terreno, y también mediante sensores remotos hoy en día, con el fin de conocer el estado actual de las masas forestales. En este contexto se utiliza asimismo el término sistema de monitorización forestal, o inventario forestal continuo, cuando los inventarios forestales se realizan de forma continuada en el tiempo, permitiendo por lo tanto el estudio de la evolución temporal de las variables de interés.

A pesar del uso generalizado de la palabra inventario forestal para referirse a lo descrito anteriormente, “inventario” tiene unas connotaciones estadísticas precisas que hacen referencia a una ausencia de incertidumbre en la estimación de las variables de interés que caracterizan el estado de los bosques. Sin embargo, esto no es habitual en el contexto de la monitorización forestal al trabajar a escalas muy amplias en las que no es posible el conocimiento completo de todos los elementos de la población, siendo necesario por lo tanto el uso de métodos de muestreo e inferencia estadística. No obstante, en este mismo contexto, se reserva el término “censo” para aquellos casos en los que se da un conocimiento completo de la población, y por lo tanto se puede disponer de una lista o catálogo de los elementos que la componen. A lo largo de este documento se utilizarán los términos inventario forestal y sistema de monitorización forestal con el significado estocástico de las estimaciones puntuales o continuadas en el tiempo del estado de los bosques.

Si bien pudiera parecer que el interés de la información aportada por los inventarios forestales se restringe al ámbito forestal, la realidad es que hoy en día son múltiples y muy diversos los sectores de la sociedad interesados en el estado y evolución de los bosques, por lo que la utilidad de los inventarios forestales es tan transversal que todavía se les están descubriendo nuevas funcionalidades en la actualidad. Es por ello por lo que, para entender la gran importancia que representa un inventario forestal sobre el conjunto de la sociedad, es necesario adentrarse hasta sus raíces, conociendo cómo fue su evolución desde tiempos inmemorables y cuáles son los componentes principales que lo configuran. Todas estas cuestiones se presentan en la sección 1.1 de esta introducción. Por otro lado, a la hora de establecer un nuevo sistema de monitorización forestal, existe una gran incertidumbre asociada a cuáles son los pasos que se deben seguir durante las fases de diseño y puesta en marcha del sistema. Durante la ejecución de estas fases existen numerosos procesos que requieren de la toma de decisiones por parte de los agentes que intervienen en el sistema. El desconocimiento previo a la hora de diseñar un sistema de monitorización forestal hace que estas tomas de decisión entrañen una gran incertidumbre, resultando extremadamente complicada una consecución exitosa de los objetivos del sistema de monitorización forestal. Además, la cantidad de agentes que intervienen durante este proceso hace que las responsabilidades de cada uno de los participantes no se encuentren claramente establecidas y la gestión de las tareas no sea del todo eficiente. Para ello existen metodologías de gestión de proyectos, utilizadas

ampliamente en otros ámbitos técnicos, que podrían permitir la planificación, organización y ejecución del proceso de diseño y puesta en marcha de un sistema de monitorización forestal. La sección 1.2 de la introducción recoge una breve introducción a este tipo de metodologías

1.1 SISTEMAS DE MONITORIZACIÓN FORESTAL

A continuación, se tratan varios aspectos relevantes con relación a los sistemas de monitorización forestal. La sección 1.1.1 presenta brevemente la evolución histórica de los inventarios forestales, y la aparición de la inferencia estadística y las técnicas de muestreo, requeridas para el desarrollo de los inventarios forestales modernos. Las primeras iniciativas de sistemas de monitorización a gran escala, junto con los nuevos retos a los que estos sistemas se enfrentan debido a los nuevos requisitos legales, los recientes avances tecnológicos o el surgimiento de nuevas demandas de información, son el objeto de la sección 1.1.2. Posteriormente, en las secciones 1.1.3 y 1.1.4 se describen los elementos de diseño de un inventario forestal y los principales sistemas de monitorización forestal a gran escala en España y Galicia, respectivamente.

1.1.1 Antecedentes y evolución histórica de los inventarios forestales

Los recursos forestales contribuyeron enormemente a la evolución de la civilización tal y como se conoce hoy en día (Youngs, 2009). Desde el descubrimiento y control del fuego, en el Paleolítico, la madera se volvió un bien imprescindible para el desarrollo de las sociedades nómadas que se dedicaban a la caza y la recolección por aquel entonces. Aunque la madera fue empleada para la construcción de pequeñas herramientas durante esta época, como lanzas para cazar, no fue hasta el Neolítico donde esta comenzó a usarse como materia prima necesaria en la construcción de asentamientos y la fabricación de herramientas para la agricultura de las primeras civilizaciones sedentarias. Aunque la necesidad de conocer los recursos forestales disponibles y su localización era ya patente en aquella época, la primera referencia escrita en la que se describe el estado de los bosques en España corresponde a Estrabón, autor griego que incluyó algo similar a un inventario forestal en el tercer libro de su obra “Geografía”, fechada entre los años 29 y 7 a.C.

En la Edad Media, la escasez de recursos forestales debido a su uso intensivo, concretamente de la madera, hizo que apareciesen las primeras figuras de planificación forestal, sobre todo cerca de los asentamientos y las minas (Loetsch & Haller, 1973). Con esta finalidad se realizaban estimaciones brutas de las áreas arboladas y las existencias en crecimiento (Tomppo et al., 2010). En el caso particular de la península ibérica, en el siglo XIV, se publicó la obra “*Libro de la montería*” durante el reinado de Alfonso XI, en el cual se recogía información sobre la ubicación y estado de las masas arbóreas más importantes con fines cinegéticos, dado el interés que estos fines tenían para la nobleza de entonces (Gutiérrez de la Vega, 1877). Los datos recogidos en esta obra correspondían a prácticamente todo el territorio de la España actual, exceptuando Navarra, Aragón y Granada. Algo similar ocurrió en el país vecino, Portugal, con la obra “*Livro da Montaria*” hecha por D. João I, Rei de Portugal entre los años 1415 y 1433 (Pereira, 1918). Más tarde, ya en la Edad Moderna, fueron apareciendo obras que presentaban nuevas informaciones sobre los montes con el objetivo de satisfacer las necesidades de la sociedad a medida que esta las iba demandando. En este sentido, se puede citar la cuantificación de existencias para la construcción naval por parte de la Armada Española, que propició la aparición de las primeras ordenanzas protectoras con el objetivo de

cuidar y explotar los montes como recurso durante el segundo tercio del siglo XVI, por ejemplo, la Ordenanza sobre plantíos de 1548 (Ruano Aragón, 2001), el Catastro del Marqués de la Ensenada, puesto en marcha tras el Real Decreto de Fernando VI de 10 de octubre de 1749 y elaborado entre los años 1750 y 1754, donde también se recogía información referente a los árboles y bosques (PARES, 2025), o, más específicamente, la elaboración de cartografías forestales realizada por el Ministerio de Marina Española, como la carta geográfica de Sanlúcar de Barrameda publicada en 1760 (Espelius, 1760).

Para concebir los inventarios forestales modernos, en los que obtenemos información a partir de una parte de la población de interés, es necesario viajar hasta el año 1662 cuando aparecieron los primeros conceptos relacionados con la inferencia estadística de la mano del estadístico londinense John Graunt, quien los introdujo en su libro *“Natural and Political Observations Mentioned in a following Index, and made upon the Bills of Mortality”* (Bethlehem, 2009; Graunt, 1662). Más tarde, en el año 1812, el astrónomo, físico y matemático francés Pierre Simon Laplace publicó *“Théorie analytique des probabilités”*, donde se comenzaron a sentar las bases analíticas del estudio de los fenómenos aleatorios (Laplace, 1820). Seguidamente, en el año 1895 el estadístico noruego Anders Nicolai Kiaer propuso por primera vez la utilización de métodos representativos en su trabajo *“Observations et expériences concernant des dénombremments représentatifs”* (Kiaer, 1895). Los métodos planteados se basaban en la obtención de información poblacional a partir de muestras que representasen a toda la población de estudio. Concretamente, Kiaer no utilizaba una selección aleatoria de la muestra, sino que las unidades de muestreo eran seleccionadas de manera que el promedio de la muestra de ciertas clasificaciones de los datos se acercara al promedio de la población, siendo este planteamiento semejante a lo que hoy se denomina “muestreo por cuotas”. No obstante, no fue hasta el año 1925 cuando este nuevo enfoque metodológico recibió el reconocimiento del Instituto Internacional de Estadística.

Durante la primera mitad del siglo XX se llevaron a cabo numerosos trabajos que sentaron las bases de la estadística moderna. En las décadas de 1920 y 1930, Ronald Fisher inició el desarrollo del análisis de la varianza, la teoría de la estimación o el diseño de experimentos, entre otras metodologías, muchas de ellas fundamentales para la teoría del muestreo. A este periodo también corresponde el que muchos autores consideran que es el primer trabajo sobre muestreo de poblaciones finitas: *“One of the two different aspects of the representative method: the method of stratified sampling and the method of purposive selection”* publicado por Jerzy Neyman en el año 1934 (Neyman, 1934). En él, Neyman también aportó las razones por las que utilizar un muestreo aleatorio, el cual ya había sido introducido e implementado con éxito anteriormente por el estadístico y economista inglés Arthur Lyon Bowley en la encuesta que llevó a cabo en Reading (Reino Unido) en el año 1912 (Bowley & Burnett-Hurst, 1915), era más razonable que realizar la selección de la muestra de forma intencionada (Bellhouse, 1988). Desde el trabajo de Neyman, el muestreo aleatorio sustituyó al muestreo intencional, y sus resultados en cuanto al problema de afijación óptima del muestreo aleatorio simple estratificado, cuyas bases teóricas ya habían sido establecidas previamente por Tschuprow en el año 1923 (Schreuder et al., 1993; Tschuprow, 1923), dieron lugar a nuevos avances en el contexto del muestreo.

A partir de este momento, los trabajos focalizados en el muestreo y sus diferentes métodos fueron más abundantes ocasionando que la teoría de muestreo clásica se considerase consolidada en torno a 1952 con la publicación del trabajo *“A generalization of sampling without replacement from a finite universe”* de los autores Daniel G. Horvitz y Donovan J.

Thompson (Horvitz & Thompson, 1952). Luego, durante la década de 1970, aparecieron estudios sobre cálculos de muestreo y errores ajenos al mismo con el objetivo de mejorar las estimaciones. Además, durante esta década se propusieron propuestas sobre la homogeneización de las definiciones y la terminología. Desde entonces, el uso de las técnicas estadísticas de muestreo se extendió a infinitud de áreas y son, en particular, la base sobre la cual se sustentan todos los inventarios forestales actuales.

Hasta el siglo XIX, los inventarios forestales eran principalmente recuentos de existencias, identificaciones de áreas forestales y estimaciones groseras de los crecimientos de las masas arbóreas (Kangas & Maltamo, 2006), y se llevaban a cabo con el principal objetivo de evaluar los recursos madereros a nivel local, satisfaciendo fundamentalmente las necesidades de los usuarios más cercanos como, por ejemplo, las empresas forestales (Loetsch et al., 1973). A pesar de ello, también han existido históricamente otros inventarios forestales realizados a mayor escala, habitualmente relacionados con las necesidades de madera para la fabricación naval, como los inventarios realizados por el Ministerio de Marina Español a mediados del siglo XVIII comentados previamente (Espelius, 1760). Normalmente, estos inventarios se realizaban mediante estimaciones visuales, haciendo así que la recolección de la información fuese rápida y barata. De hecho, esta metodología de trabajo estuvo vigente hasta bien entrado el siglo XX. Por ejemplo, la estimación visual de existencias en volumen fue utilizada en Alemania hasta el año 1940, para lo cual las personas encargadas de realizar dicha estimación recibían un programa de formación intensivo para selvicultores (Loetsch et al., 1973). Hoy en día en muchos inventarios forestales todavía se mantienen las estimaciones visuales para algunas variables, como es el caso de aquellas relacionadas con la implementación de alternativas de gestión forestal concretas, el estado selvícola de las masas, o la evaluación de daños u otras variables fitosanitarias, entre otras (MITECO, 2021; Pérez-Cruzado et al., 2022).

Sin embargo, la creciente demanda de información forestal a nivel regional o nacional surgida durante el último siglo, por ejemplo, la requerida para la toma de decisiones políticas en el ámbito forestal, hizo evidente que los inventarios forestales localizados o realizados a pequeña escala no eran suficientes. Este hecho dio lugar a la aparición de los primeros inventarios forestales nacionales (NFIs, por sus siglas en inglés) (Tomppo et al., 2010).

1.1.2 Sistemas de monitorización a gran escala y nuevos requisitos

El desarrollo y la puesta en marcha de inventarios forestales a gran escala no sería posible sin los avances metodológicos en el ámbito de la inferencia estadística y las técnicas de muestreo comentados previamente. Es por ello por lo que, aunque ya en el año 1830 Israel af Ström introdujo en Suecia el muestreo sistemático en franjas para inventarios forestales a pequeña escala (Kangas & Maltamo, 2006), las primeras iniciativas de monitorización forestal a gran escala diseñadas en base a técnicas de muestreo no surgieron hasta principios del siglo XX con los NFIs de los países escandinavos (Loetsch et al., 1973). Posteriormente, tras la segunda guerra mundial, los inventarios basados en muestreo fueron introduciéndose en otros países de Europa, como Francia, España o Austria. No obstante, la implantación generalizada de los NFIs en los países europeos se ha ido demorando a lo largo del tiempo, haciendo que los NFI de algunos países no se hayan establecido hasta principios del siglo XXI y otros todavía estén implementándose actualmente. Al otro lado del océano Atlántico, la evolución del proceso de establecimiento de los inventarios forestales a gran escala fue muy similar. En Estados Unidos los primeros inventarios basados en muestreo datan en 1928. Sin embargo, estos inventarios fueron diseñados y aplicados a escala estatal, lo cual dificultaba la realización de

informes de resultados a nivel nacional. Por este motivo, en la década de 1990 el U.S. Forest Service procedió a la estandarización de todos estos inventarios estatales (Tomppo et al., 2010). Analizando la situación actual a nivel mundial, se puede afirmar que, a pesar de que la tradición de inventarios basados en muestreo ha sido mayor en los países europeos, sobre todo en los países nórdicos, la mayoría de los países cuentan con algún tipo de NFI hoy en día.

En cuanto a las necesidades de información a satisfacer por parte de los NFIs, en los primeros inventarios forestales establecidos en los países nórdicos, además de la información relativa a áreas con uso forestal, crecimientos de masas arbóreas y volúmenes de madera, se tomaba también información sobre la estructura de los bosques y su caracterización selvícola (Ilvessalo, 1927). Con ello se pretendía dar respuesta a las demandas de información de los principales usuarios de los NFIs en sus comienzos: las empresas madereras, los propietarios forestales y los órganos de gobierno competentes en materia forestal. Normalmente estas variables son modulables y específicas a las necesidades demandadas por los principales usuarios de los NFIs. Sin embargo, los constantes avances técnicos y tecnológicos hicieron que con el paso del tiempo fuese posible no solo ampliar la información obtenida mediante los NFIs, sino que esta fuese alcanzando cada vez más cantidad de potenciales usuarios, despertando incluso la curiosidad de otras partes de la sociedad no tan relacionadas con el sector forestal. Este hecho, unido a la reciente preocupación y concienciación ambiental relacionada con la sostenibilidad, la economía circular o los servicios ecosistémicos, provocó que la cantidad y diversidad de usuarios demandantes de información de los NFIs sea mucho mayor. Como consecuencia de todo ello, la cantidad de variables que se miden en los NFIs aumentó considerablemente a lo largo de los años con el objetivo de adaptarse a las necesidades de información demandadas por sus principales usuarios, haciendo que en los actuales NFIs no solo se registren variables relacionadas con los recursos madereros, sino muchas otras variables orientadas a satisfacer diferentes propósitos, como puede ser el de obtener información sobre la biodiversidad o el secuestro de carbono.

A la complejidad inherente al desarrollo de inventarios forestales multiobjetivo o multipropósito a gran escala, se une habitualmente la dificultad de identificar sus requisitos funcionales debido al gran número de usuarios involucrados (tanto los actuales como los potenciales o futuribles) y a que la adecuada satisfacción de todas sus necesidades de información no siempre es posible mediante una solución metodológica concreta, por lo que se requiere llegar a soluciones de compromiso. Se da, además, el caso de que algunos de los usuarios no son capaces de especificar sus necesidades de información de forma precisa, bien por falta de conocimientos sobre monitorización forestal o por inexperiencia en el uso de la información generada en el proceso, incrementándose así las complicaciones para alcanzar esa posible solución de compromiso. Adicionalmente, a todo ello se une la aparición de nuevos productos asociados a la cadena de valor forestal, que en ocasiones generan necesidades de información adicionales sobre los bosques, no siempre adecuadamente satisfechas mediante los sistemas de monitorización existentes. Un ejemplo de ello son los mercados de carbono, cuyo desarrollo e implantación plantea ciertos requisitos específicos de información para los procesos de medición, reporte y verificación (MRV). Por otro lado, otro aspecto fundamental a considerar es que los recursos disponibles para el dimensionamiento del inventario forestal nunca son ilimitados, por lo que el procedimiento de diseño suele seguir la premisa de obtener el mayor desempeño posible en términos de volumen y calidad de la información recopilada con los recursos disponibles. Finalmente, debe tenerse en cuenta que algunos de los requisitos funcionales de los inventarios forestales a gran escala vienen establecidos por imperativo legal,

lo que supone que en el proceso de diseño tengan que ser gestionados como restricciones de obligado cumplimiento. Estos requerimientos legales pueden provenir de órganos legislativos regionales, como es el caso, por ejemplo, de las directrices para el inventario forestal continuo de Galicia (IFCG) establecidas en el Eje V.1.1 del Plan Forestal de Galicia (Xunta de Galicia, 2021), aprobado en el Decreto 140/2021 de 30 de septiembre de 2021., nacionales, como es el caso de la Ley 43/2003 de 21 de noviembre de Montes, o incluso supranacionales, como es el caso de la reciente propuesta de reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo sobre un marco de seguimiento para lograr unos bosques europeos resilientes (Comisión Europea, 2023a), que está actualmente en trámite en el Parlamento Europeo.

Añadido a lo expuesto anteriormente, hay que tener en cuenta que durante las últimas décadas se ha producido un desarrollo muy intenso en cuanto a las tecnologías de teledetección, lo que ha supuesto que muchos de los sistemas de monitorización a gran escala hayan visto modificados sus elementos de diseño para incorporar las ventajas que ofrecen la incorporación de los datos capturados con estas tecnologías o los productos de ellos derivados. Estas mejoras continúan a día de hoy, siendo aún frecuente el lanzamiento de nuevas misiones satelitales de observación de la tierra, la generalización de tipos de sensores con gran potencial para la monitorización de los bosques, como es el caso del radar de apertura sintética (SAR, por sus siglas en inglés) o el láser para la detección y medición de distancias (LiDAR, por sus siglas en inglés), la operativización de técnicas de teledetección próxima terrestre para aplicaciones forestales (Molina-Valero et al., 2022; Molina-Valero et al., 2025), o la aplicación de nuevos métodos de inferencia que permiten una combinación más eficiente de la información de teledetección con los datos de parcela. Estas mejoras metodológicas requieren que en el proceso de diseño de nuevos sistemas de monitorización deban tenerse en cuenta la combinación de múltiples fuentes de información mediante sistemas avanzados de inferencia, lo que en ocasiones abre la puerta a funcionalidades de los inventarios antes impensables, como la estimación en subdominios o la generación de mapas de existencias a pequeña escala (escala monte o, incluso, inferior). Con relación a esta última funcionalidad, cabe destacar su utilidad a la hora de dar respuesta a los requerimientos de información necesarios para los procesos MRV de los mercados de carbono comentados anteriormente.

A continuación, se comentan con mayor detalle tres de los nuevos requisitos funcionales y técnicos a los que se enfrentan los sistemas de monitorización comentados previamente: la propuesta de reglamento europeo sobre monitorización forestal, la incorporación e integración de información capturada mediante tecnologías de teledetección, y las nuevas necesidades de información demandadas por los mercados de carbono.

1.1.2.1 Propuesta de reglamento europeo sobre monitorización forestal

La creciente preocupación medioambiental por parte de la sociedad europea en las últimas décadas y la aparición de fenómenos excepcionales, cada vez más frecuentes y que ponen en riesgo las condiciones de supervivencia de los seres vivos, han hecho que gobiernos a todos los niveles necesiten herramientas que les permitan conocer y monitorizar el estado de los bosques a gran escala de manera rigurosa y homogénea. Como consecuencia, la Comisión Europea publicó en noviembre de 2023 la propuesta legislativa 2023/0413(COD) de Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo sobre un marco de seguimiento para lograr unos bosques resilientes (Comisión Europea, 2023a), con el fin de armonizar los sistemas de monitorización forestal existentes en términos de medición de variables y reporte de la información derivada de ellos. De esta forma la Comisión Europea busca obtener indicadores fiables y armonizados

de todos los Estados miembros que conforman la Unión Europea (UE), que puedan ayudar en los procesos de toma de decisiones dirigidos a mitigar el cambio climático y a hacer frente a las posibles perturbaciones que pudiesen ocurrir por este u otros fenómenos provocados por la actividad humana.

Actualmente, la información sobre el estado y la evolución de los bosques a nivel europeo es insuficiente y heterogénea entre los distintos Estados miembros. En muchos casos, esta información está fragmentada, es heterogénea e irregular, y presenta lagunas y solapamientos en los datos, todo lo cual dificulta su análisis conjunto y la comparabilidad de los indicadores obtenidos. Además, el reporte de la información es, a menudo, voluntario y se hace con un elevado retraso en la mayor parte de los casos. Por otra parte, la duración de los ciclos de medición de los sistemas de monitorización forestales nacionales actuales, por ejemplo, 10 años en el caso del de España, y la asincronía entre ellos imposibilitan el establecimiento de una planificación forestal conjunta a gran escala que tenga en cuenta los efectos provocados a largo plazo por fenómenos como los derivados del cambio climático. A este hecho se suma que, normalmente, los sistemas de monitorización existentes carecen de la capacidad de adaptarse a nuevos enfoques metodológicos y tecnológicos, o de la de capturar el impacto en la evolución de las masas forestales de los cambios en las políticas relacionadas con los bosques, cuyos resultados se producen a menudo a muy largo plazo. Otro aspecto para tener en cuenta es que esta gran diversidad en los sistemas de monitorización forestal nacionales ocasiona también que no se pueda obtener una respuesta rápida, coherente y eficaz ante las catástrofes, sobre todo cuando estas afectan a más de un Estado miembro.

Es por todo ello por lo que surge la propuesta 2023/0413(COD) de reglamento europeo, anteriormente citada, que recoge la necesidad de establecer un sistema común para la recopilación y el intercambio sistemáticos de datos forestales precisos y comparables, y que tiene como objetivos principales: garantizar el seguimiento con coherencia y calidad, permitiendo seguir los avances hacia la consecución de los objetivos políticos y los de la UE en materia forestal y ambiental; mejorar la evaluación de riesgos y la respuesta a los mismos; y apoyar la toma de decisiones basada en datos contrastados y promover la investigación e innovación. El sistema garantizará además la recopilación regular y sistemática de datos forestales basados en productos de teledetección y de datos recopilados en campo mediante una red de puntos de seguimiento.

El reglamento presentado en la propuesta 2023/0413(COD) establece, según se indica en su artículo 1, un marco común de seguimiento de los bosques de la UE, y una serie de normas para la recopilación y puesta a disposición de información forestal accesible. Por un lado, para el establecimiento del marco común de seguimiento se fijarán un conjunto de normas para garantizar la puntualidad, precisión, coherencia, transparencia, comparabilidad y exhaustividad de los datos relativos a los bosques dentro de la UE. Por otro lado, las normas relativas a la recogida de datos y a la accesibilidad de la información disponible servirán de apoyo tanto a la aplicación de la legislación y políticas de la UE relativas a la conservación, restauración y uso sostenible de los ecosistemas forestales, como a la gestión forestal nacional y la planificación integrada a largo plazo por parte de los Estados miembros de la UE.

Otro artículo destacable de este reglamento es el artículo 3, que describe el sistema de seguimiento forestal propuesto. En su primer punto se recoge lo siguiente: “La Comisión establecerá, en cooperación con los Estados miembros de conformidad con el artículo 11, y gestionará un sistema de seguimiento forestal que incluya los siguientes elementos: a) un

sistema de identificación geográficamente explícito para la cartografía y la ubicación de unidades forestales, tal como se establece en el artículo 4; b) un marco de recopilación de datos forestales, tal como se establece en los artículos 5 y 8; c) un marco de divulgación de datos forestales, tal como se establece en el artículo 7.” (Comisión Europea, 2023a). En este artículo también se establece que las bases de datos y los sistemas de información geográfica del sistema estarán en un formato electrónico que permita su intercambio e integración con otras bases de datos y sistemas de información geográfica, aumentando así su interoperabilidad. Además, es aquí donde se establece que el sistema de seguimiento forestal garantizará la recopilación periódica y sistemática de datos forestales basados en productos de teledetección y en mediciones in situ.

En los artículos 4, 5, 6, 7 y 8 se describen en mayor detalle los elementos que conforman el sistema de seguimiento forestal, indicando cuáles son las características que deben tener los datos y cómo debe realizarse su recopilación y divulgación. Por su parte, el artículo 9 establece los sistemas de almacenamiento e intercambio de datos compatibles. En este sentido, el artículo especifica que la Comisión Europea y los estados miembros de la UE cooperarán para desarrollar sistemas compatibles para el almacenamiento y el intercambio de datos. A este respecto, la Comisión Europea estará facultada para fijar normas sobre los procedimientos y los formatos a utilizar en aras de garantizar la compatibilidad de los sistemas y salvaguardar la confidencialidad de la información.

El control de calidad de los datos también se incluye en este reglamento, concretamente, en su artículo 10. La Comisión Europea, junto con los Estados miembros, será responsable de la calidad y exhaustividad de los datos. No obstante, será responsabilidad de los Estados miembros evaluar la calidad de los datos publicados anualmente, mientras que la Comisión Europea tendrá la potestad para adoptar normas sobre la precisión y calidad de los datos, y sobre los procedimientos de evaluación de la calidad que han de seguir los Estados miembros.

Los artículos del 11 al 13 del reglamento abordan la gobernanza y las relaciones gubernamentales. En ellos se tratan temas relacionados con la coordinación y cooperación entre la Comisión Europea y los Estados miembros (artículo 11), las responsabilidades que deben tener los corresponsales nacionales que representarán a cada Estado miembro ante la Comisión Europea (artículo 12) y el desarrollo de planes voluntarios integrados a largo plazo (artículo 13).

Por último, en los artículos del 14 al 17 se recogen un conjunto de disposiciones finales relacionadas con el ejercicio de la delegación, el procedimiento del comité que asistirá a la Comisión Europea, la revisión del reglamento y el seguimiento de su aplicación, y la entrada en vigor del reglamento. Asimismo, la propuesta de Reglamento dispone de cuatro anexos en total. En los tres primeros se definen listas de datos forestales a recopilar para los distintos elementos que forman el sistema de seguimiento forestal junto con sus especificaciones técnicas (Comisión Europea, 2023b).

1.1.2.2 Teledetección en los sistemas de monitorización forestal

Se denomina teledetección, o detección remota, a la adquisición de información de un objeto o fenómeno, por ejemplo, la superficie de la Tierra, mediante instrumentos o sensores que no están en contacto directo con él. Los sensores remotos están en continuo desarrollo, y el

número y la capacidad de estos crece constantemente debido a los grandes avances tecnológicos en este campo. Dependiendo de la tecnología que emplea el sensor remoto y del tipo de plataforma en el que se implementa, se pueden obtener resultados con diferentes niveles de información y de resolución espacial.

Desde el punto de vista tecnológico, los sensores remotos se pueden clasificar en dos grandes grupos: los sensores pasivos, que detectan y miden la energía que el objeto de estudio emite de forma natural, y los sensores activos, que operan con su propia fuente de emisión, la cual dirigen hacia el objeto de estudio. Dentro del primer grupo se encuadran sensores ópticos como los multispectrales o los hiperspectrales, que capturan datos en diferentes rangos de longitud de onda del espectro electromagnético (visible, infrarrojo, etc.). Además de su uso directo, las imágenes capturadas con este tipo de sensores se utilizan habitualmente para crear nubes de puntos mediante fotogrametría, con el fin de medir y posicionar objetos. En cuanto a los sensores activos, se pueden citar, por ejemplo, los sensores LiDAR, que emiten pulsos de luz, o los sensores radar como el SAR, que emiten radiación electromagnética. El empleo de sensores LiDAR está bastante extendido en múltiples ámbitos, y permite obtener una nube de puntos en base a la cual determinar la distancia a la que se encuentra el objeto de interés. Sin embargo, al tratarse de una tecnología láser, los resultados obtenidos con este tipo de sensores pueden verse afectados por la presencia de oclusiones o por las condiciones climáticas. En este sentido, la mayor penetración de la energía de microondas emitida por los sensores radar les confiere cierta ventaja con respecto al LiDAR, puesto que pueden penetrar las nubes y a menudo no se ve tan afectada por la lluvia. No obstante, su uso implica el manejo de técnicas analíticas muy complejas y un gran conocimiento sobre la tecnología radar para realizar con éxito el procesado y análisis de los datos capturados.

Los sensores remotos pueden situarse en distintas plataformas, dando lugar a diferentes áreas de cobertura y niveles de precisión. Los sensores remotos satelitales permiten cubrir áreas extensas de terreno ($100-10.000 \text{ km}^2$), pero, en general, con poco nivel de detalle. Además, la altitud operacional de los satélites hace que en muchos casos la presencia de nubes impida ver la cubierta terrestre, lo cual puede dificultar la captura de información en el caso de sensores cuyo funcionamiento pueda verse afectado por este hecho o por las condiciones meteorológicas, como es el caso de los sensores ópticos. Estos problemas pueden minimizarse, en algunas circunstancias, utilizando sensores remotos aerotransportados o transportados en vehículos aéreos no tripulados (UAV, por sus siglas en inglés). Aunque con este tipo de plataformas se alcanza una mayor precisión, el área cubierta es sensiblemente inferior ($10-100 \text{ km}^2$ o $1-10 \text{ km}^2$, respectivamente), habitualmente tienen una menor frecuencia que los productos satelitales y el coste de adquisición puede ser más elevado. Por último, existen también sensores remotos terrestre que permiten recoger información muy precisa de áreas muy pequeñas, normalmente superficies inferiores a 1 km^2 .

Muchos de los datos obtenidos mediante sensores remotos, sobre todo en el caso de sensores satelitales o aerotransportados, son de uso libre y abierto, ya que el elevado coste de la obtención de este tipo de datos hace que habitualmente se circunscriban a misiones o programas cofinanciadas por organismos públicos. Un ejemplo de ello son los productos de teledetección de carácter abierto distribuidos por Copernicus, el programa insignia de la UE para la vigilancia del medio ambiente basada en datos de observaciones terrestres por satélite,

in situ (no espaciales) y de modelización (Thépaut et al., 2018). Asimismo, existe el programa Landsat, que es un programa conjunto entre la Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio (NASA, por sus siglas en inglés) y el Servicio Geológico de Estados Unidos, que lleva activo desde 1972 (Williams et al., 2006). Los programas mencionados disponen de satélites que proporcionan diferentes productos (imágenes satelitales, datos de radar, etc.), suelen ofrecer una cobertura completa de la zona a evaluar y permiten disponer de datos históricos del área geográfica de interés. Más recientemente, en 2018 se lanzó la misión Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI), que incorpora un sensor satelital con tecnología LiDAR, y este mismo año se ha lanzado la misión Biomass de la Agencia Espacial Europea (ESA, por sus siglas en inglés), cuyo satélite cuenta con un SAR de banda P capaz de penetrar nubes y capas forestales.

En el caso de los sensores remotos aerotransportados, existen planes que cubren grandes áreas de territorio y que ponen la información a disposición de cualquier usuario. Por ejemplo, España cuenta con un Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) con cobertura para todo el país y que proporciona imágenes aéreas desde 2004 con un periodo de actualización de 3 años (Instituto Geográfico Nacional, 2024). Desde 2009 el PNOA incluye también la recopilación de datos mediante tecnología LiDAR. Programas similares existen en muchas otras regiones y países, lo que permite disponer de una cobertura completa de datos LiDAR de amplios territorios, habitualmente, de carácter abierto.

Desde su aparición, los sensores remotos han desempeñado un papel muy importante en la observación forestal y se han utilizado como fuente de información auxiliar en los inventarios forestales (Kayitakire et al., 2006). Durante los últimos años, los datos capturados por sensores remotos satelitales han sido empleados con éxito en el contexto forestal, a pesar de que el objetivo inicial de programas de teledetección como Copernicus o Landsat no era, ni mucho menos, la gestión y planificación forestal. Las imágenes satelitales se han utilizado principalmente para la clasificación de la cubierta terrestre, la estratificación, la detección de cambios en el uso del suelo, etc. (Karra et al., 2021; Malinowski et al., 2020; McRoberts et al., 2002; Nguyen et al., 2020; Pedrayes et al., 2021). Además, son muchos los trabajos aplican fotogrametría a estas imágenes para aplicaciones forestales (Miller et al., 2000; Goodbody et al., 2019). Asimismo, existen varios trabajos con aplicaciones forestales que utilizan datos LiDAR recogidos por GEDI para la estimación de biomasa aérea, el estudio de las dinámicas de crecimiento en altura o la altura del dosel (Dorado-Roda et al., 2021; Duncanson et al., 2022; Guerra-Hernández et al., 2021; Potapov et al., 2021). Los datos de radar provenientes de sensores satelitales también se utilizan habitualmente para obtener atributos a nivel de rodal, como es el caso del trabajo de Vatandaşlar & Abdikan (2022) en el que se estima el stock de carbono en base a información SAR de polarización dual, o para la estimación de la biomasa aérea (Sinha et al., 2015), entre otros. El uso de sensores remotos que emplean tecnología radar presenta ventajas en cuanto a la gran extensión que pueden cubrir y a la corta frecuencia de pasadas. Además, en zonas húmedas como los trópicos, es más adecuado que los sensores ópticos por la menor afección por la presencia de nubosidad (Van Der Sanden & Hoekman, 1999). En el futuro, es previsible que se puedan realizar nuevos avances en el ámbito forestal a partir de los datos SAR que se capturen con la misión Biomass, previamente comentada, puesto que esta ha sido específicamente diseñada para la monitorización de los bosques.

Los datos LiDAR obtenidos mediante sensores remotos aerotransportados son de gran utilidad en la actualidad y, quizás, los más utilizados en materia forestal para la obtención de variables a nivel de parcela. Uno de los principales usos de esta tecnología es la obtención de modelos que permiten realizar estimaciones o predicciones sobre un área determinada, para lo cual es necesario disponer de información derivada de las parcelas de campo, que permiten ajustar los modelos. Por lo tanto, el tamaño de la parcela de campo también desempeña un papel importante cuando se trabaja con teledetección. Cuando se obtienen datos LiDAR para el ajuste de modelos, lo más habitual es extraer los valores de una ventana LiDAR análoga a la parcela de campo. Varios estudios han analizado el efecto del tamaño de la parcela en la precisión de las estimaciones. Mauya et al. (2015) demostró que el tamaño de la parcela influía en la precisión de la estimación de biomasa aérea empleando escaneo láser aerotransportado en el bosque tropical. Por su parte, el uso de UAVs es una práctica habitual cuando se realizan inventarios forestales a pequeña escala, en los que se implementan diferentes sensores, dependiendo de las necesidades. En particular, suelen utilizarse para obtener datos LiDAR o fotogramétricos con una resolución superior a la de los sensores remotos satelitales y aéreos.

En cuanto a los sensores remotos terrestres, existen dispositivos con tecnología LiDAR, como el escáner láser terrestre (TLS, por sus siglas en inglés) o las tecnologías de localización y modelado simultáneo (SLAM, por sus siglas en inglés), que se utilizan para la toma de datos en zonas más concretas y con aplicabilidad forestal (Molina-Valero et al., 2022; Vatandaşlar & Zeybek, 2020), debido a que ofrecen una alta precisión y pueden dirigirse a estudios muy detallados, normalmente a nivel de parcela. Del mismo modo, existen sensores remotos terrestres que utilizan cámaras estereoscópicas para obtener datos forestales, como el Forestereo, que es un dispositivo con aplicabilidad puramente forestal (Montes et al., 2009).

Por todo lo anterior, se hace evidente que la información auxiliar obtenida a través de los sensores remotos juega un papel cada vez más importante en los inventarios forestales, aunque actualmente aún no se utiliza para definir el diseño de muestreo o el diseño de parcela (Kangas et al., 2018). Por ende, esta fuente de información debe ser un elemento para tener en cuenta en el proceso de diseño de los sistemas de monitorización forestal ya que, como se ha podido ver, la cantidad de sensores remotos es cada vez mayor y estos tienen cada vez más niveles de aplicabilidad y funcionalidades. Además, los constantes avances en el ámbito tecnológico hacen que sus características mejoren a un ritmo más alto que el cambio que sufren otros elementos de diseño de los inventarios forestales a gran escala, siendo por lo tanto un reto importante la adaptación a estas nuevas herramientas.

1.1.2.3 Mercados de carbono

Los mercados de carbono ofrecen actualmente una de las mayores oportunidades a nivel mundial en el desarrollo de sistemas de monitorización forestal. Esto es debido a que todos los mecanismos de mercado basados en actividades forestales requieren de robustos sistemas de seguimiento de los bosques que permitan evaluar de forma objetiva, transparente y verificable la adicionalidad que suponen las acciones concretas de los proyectos con respecto a la línea base o *business as usual*. Es por ello por lo que muchos estados o regiones han avanzado en los últimos años en el desarrollo de sistemas de monitorización forestal propios al verlos como una inversión que les permitirá optar a los mercados de carbono. En base a lo expuesto

anteriormente, es razonable considerar que en el proceso de diseño de sistemas de monitorización forestal a gran escala será importante tener en cuenta las necesidades de información o los condicionantes específicos del cómputo del carbono en sistemas forestales, así como las peculiaridades de los distintos mecanismos de mercado que permiten la comercialización de créditos de carbono. A continuación, se presentan brevemente algunos de estos elementos a los efectos de ilustrar los posibles condicionamientos que suponen para el diseño de sistemas de monitorización forestal a gran escala.

En el año 1988 se creó el Panel Intergubernamental del Cambio Climático de las Naciones Unidas (IPCC, por sus siglas en inglés), como un órgano científico nacido con la finalidad de proveer a los tomadores de decisiones de elementos de juicio sobre el cambio climático a nivel mundial mediante la emisión de informes científicos contextualizados, objetivos, transparentes, inclusivos y coordinados. Los extensos informes y guías del IPCC suponen, desde el punto de vista científico, el mayor nivel de consenso en cuanto al estado del arte del conocimiento en las temáticas que abordan, al integrar en cada uno de ellos toda la literatura científica primaria y secundaria generada hasta la fecha (Bauer, 1995). Es por ello por lo que las publicaciones, informes y guías del IPCC constituyen la documentación técnica de referencia en la configuración de todos los mecanismos de mercado de comercialización de créditos.

Posteriormente, en la Cumbre de la Tierra de Río de 1992, se creó la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC, por sus siglas en inglés), que entraría en vigor en el año 1994, con el principal objetivo de estabilizar las concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI, por sus siglas en inglés). La UNFCCC es un órgano político que tienen entre sus objetivos avanzar de forma consensuada en lo referente a los compromisos de reducción de las emisiones.

En 1995 se celebró en la ciudad de Berlín la primera Conferencia de las Partes de la UNFCCC (COP 1, por sus siglas en inglés). En esta conferencia se tomó una decisión, conocida como el Mandato de Berlín, por la cual las Partes, esto es, cada uno de los Estados miembros de la UNFCCC, pusieron en marcha compromisos más firmes y detallados para los países industriales en relación con las emisiones de GEI. Además, tras el segundo informe de evaluación publicado por el IPCC en ese mismo año, donde se ponían de manifiesto las primeras evidencias de un cambio en el clima debido a los GEI de origen antrópico, empezaron a surgir estrategias y mecanismos para ayudar a combatir las emisiones a la atmósfera. Posteriormente, en la COP 3 celebrada en el año 1997 se creó el Protocolo de Kioto. Este acuerdo buscaba reducir principalmente las emisiones de seis GEI: CO₂, CH₄, N₂O, HFC, PFC y SF₆. Este protocolo entró en vigor en el año 2005 con el objetivo de reducir un 5 % las emisiones respecto al año 1990 durante el quinquenio 2008-2012. Con vistas a prolongar el compromiso de reducción de emisiones, durante la COP 18 celebrada en 2012 se estableció un segundo periodo (2013-2020), en la conocida como Enmienda de Doha, para dar continuidad al marco jurídico y constitucional del Protocolo de Kioto. En esta enmienda se añadió además el NF₃ a la lista de GEI.

El siguiente avance significativo en cuanto a compromisos ocurrió en el año 2015 con el Acuerdo de París, el cual era jurídicamente vinculante y tenía por objetivo limitar el

calentamiento mundial a 1,5 °C por encima de los niveles preindustriales. Este acuerdo fue un hecho histórico en el proceso de negociaciones multilateral, ya que fue la primera vez que todos los países se unieron con un objetivo común estableciendo un acuerdo vinculante. La duración de este acuerdo, que entró en vigor en 2020, se estableció en un ciclo de 5 años. Al finalizar este ciclo, todos los países deberán presentar las contribuciones determinadas a nivel nacional (NDC, por sus siglas en inglés), que son planes que recogen la acción climática de cada uno de ellos. El Acuerdo de París también proporciona un marco para el apoyo financiero, técnico y de creación de capacidades para aquellos países que lo necesiten. Este desarrollo de capacidades ha supuesto, en algunos casos, avances muy importantes en su capacitación en inventarios forestales (Fehrmann et al., 2017). Asimismo, el acuerdo invita a que los países propongan estrategias que ayuden a combatir las emisiones de GEI a largo plazo. El Acuerdo de París ha conseguido bajar las emisiones de carbono con nuevas soluciones en diferentes mercados, esperando que en 2030 estas soluciones de cero emisiones puedan ser competitivas en sectores que producen más del 70 % de las emisiones mundiales.


Todos estos protocolos, acuerdos y compromisos internacionales para la reducción de emisiones de GEI han ido acompañados de los correspondientes mecanismos para la implementación, el cómputo y la comercialización de créditos de carbono en base a proyectos para la reducción de emisiones, el aumento de la captura o el secuestro de carbono en reservas biogénicas y artificiales. Los mercados de carbono se han venido desarrollando desde el Protocolo de Kioto y consisten en la comercialización de dichos créditos de carbono mediante normativas específicas para los procesos de venta, dependiendo de la tipología de mercado.

En este sentido, los mercados de carbono se pueden clasificar según distintos criterios como la obligatoriedad (mercados de carbono obligatorios y voluntarios) o la regulación (mercados de carbono regulados y no regulados). Los mercados de carbono obligatorios surgieron como consecuencia de los tratados internacionales (fundamentalmente el Protocolo de Kioto y Acuerdo de París) y suponen que el agente comprador tiene obligaciones legales para compensar sus emisiones. En los mercados voluntarios, en cambio, los agentes compran créditos a pesar de no estar obligados a compensar sus emisiones, por ejemplo, porque sus clientes les exigen productos libres de emisiones o por responsabilidad social corporativa. Por otra parte, el término regulado hace referencia a la existencia de normas que afectan a alguno de los elementos del proceso de compraventa, bien de índole técnico o bien de índole económico.

Dentro de los distintos mercados existen mecanismos mediante los cuales se pueden comercializar créditos. Los mecanismos más importantes durante los primeros periodos de los mercados obligatorios fueron los tres mecanismos de flexibilidad recogidos en el Protocolo de Kioto: el Comercio Internacional de Emisiones (IET, por sus siglas en inglés), el Mecanismo de Aplicación Conjunta (JI, por sus siglas en inglés) y el Mecanismo de Desarrollo Limpio (CDM, por sus siglas en inglés). El IET es un mercado que permite a los países vender las unidades de emisión excedentaria a otros países que superan sus objetivos de emisión, haciendo que el balance final sea neutro. Cada una de las partes del Protocolo de Kioto tenía asignadas unas unidades de emisiones permitidas, por lo que, si estas no llegan a cubrirse, pueden ser vendidas en el IET. Por su parte, el JI consiste en un sistema que permite que un país con una

economía ya desarrollada pueda realizar inversiones en proyectos de reducción de emisiones o de fijación de carbono que se lleven a cabo en países con economías en transición de mercado. De esta manera, el país receptor de las inversiones reduce sus unidades de emisión y se beneficia de las inversiones en tecnologías limpias, mientras que el país inversor se beneficia al obtener unidades de emisiones más baratas que si lo hace en su ámbito nacional. En este mecanismo ambas partes deben ser países pertenecientes al Anexo I de la UNFCCC (países desarrollados). El JI está supervisado por un comité de supervisión que se encarga de elaborar las normas de procedimiento adicionales que regulan el mecanismo de comercio. Este órgano supervisor fue establecido ya en la COP 1 en el año 2005. Por último, el CDM es similar al JI, pero en este caso se permite la inversión de un país del Anexo I de la UNFCCC a un país no incluido en dicho anexo. Esto quiere decir que los países desarrollados pueden hacer inversiones en unidades de emisiones en proyectos que busquen la reducción de emisiones o fijación de carbono, como los proyectos de reducción de las emisiones de la deforestación y la degradación de bosques (REDD+, por sus siglas en inglés), que se llevan a cabo en países en vías de desarrollo. Este mecanismo tiene, por tanto, el objetivo añadido de conseguir que los países menos desarrollados cuenten con tecnologías limpias, contribuyendo así a que se alcance el objetivo último de la UNFCCC.

Posteriormente, el Acuerdo de París reconoció el importante papel que juegan los mercados de carbono a través de dos enfoques de cooperación voluntaria definidos en su artículo 6, que además incluyen como novedad, con respecto a normativas anteriores, la posibilidad de implementación de proyectos de captura de carbono dentro de los propios países emisores. Estos instrumentos son la Transferencia Internacional de Resultados de Mitigación (ITMO, por sus siglas en inglés) y un mecanismo internacional centralizado en el Acuerdo de París. La ITMO otorga la posibilidad de que los países puedan participar en enfoques cooperativos que les permitan el intercambio y uso de los resultados de mitigación transferidos internacionalmente para poder cumplir con los NDC. Un ejemplo de este enfoque podría ser un acuerdo de colaboración entre dos países para la compra y venta de unidades de mitigación o la vinculación a sistemas de comercio de emisiones (ETS, por sus siglas en inglés). Un ETS es un instrumento de mercado que tiene como principal objetivo reducir las emisiones de GEI y en el que un existe un órgano regulador que define un límite máximo de emisiones para los participantes en el sistema. Este órgano regulador además se encarga de establecer las normas que regulan el sistema. En términos generales un ETS básico debe contar con los siguientes elementos: ámbito de aplicación, derecho de emisión, autorización de emisión, límite de emisiones, asignación de derechos, seguimiento de las emisiones, cumplimiento y registro de derechos. Según el International Carbon Action Partnership (ICAP, 2025) existen un total de 38 ETS implementados y en funcionamiento a nivel mundial, 11 ETS en desarrollo y 9 bajo consideración para ser implementados, lo que hace un total de 58 ETS. En cuanto al mecanismo internacional centralizado bajo el Acuerdo de París, este es un instrumento similar al CDM con la principal diferencia de que los países receptores de las inversiones tienen la potestad de decidir sobre el uso de los créditos de carbono generados, pudiendo incluso usarlos para el cumplimiento de sus propios objetivos de reducción de emisiones.

 Los mercados de carbono voluntarios también están regulados por normas, pero, a diferencia de los obligatorios, no existe una imposición hacia los agentes emisores para

participar en la comercialización de créditos. En estos mercados puede participar cualquier ente, tanto entidades públicas como privadas, incluidas personas físicas de carácter particular. Los mercados voluntarios se operan mediante una serie de mecanismos e instituciones privadas que certifican y permiten comercializar los créditos de carbono. En particular, existen varios estándares que rigen los mercados de carbono voluntarios, como Verified Carbon Standard (VCS), Gold Standard o la Reserva de Acción Climática (CAR por sus siglas en inglés). El primero de ellos, el VCS, es de los sistemas de certificación y comercialización de créditos de carbono más conocidos en mercados de carbono a nivel mundial, y se encuentra bajo la dirección de Verra, un organismo certificador de compensaciones voluntarias de carbono.

Todos los mecanismos descritos anteriormente incluyen proyectos forestales con temáticas tan diversas como la gestión de masas forestales, los cambios de uso hacia sistemas arbolados, el fomento de los productos forestales, la acumulación de carbono biogénico de origen forestal o la evitación de las emisiones derivadas de procesos de degradación de los bosques. El elemento común de todos ellos es la cuantificación del carbono capturado o dejado de emitir por acción directa de la implementación del proyecto con respecto a la situación sin proyecto, esto es, la línea base. Independientemente de las características técnicas a implementar en cada proyecto, todos ellos deben disponer de un sistema MRV objetivo e independiente, que habitualmente se apoya en sistemas de monitorización forestal a gran escala (Angelsen et al., 2012). A pesar de que las variables necesarias para la cuantificación de carbono en sistemas forestales se encuentran en el núcleo de la mayor parte de los sistemas de monitorización forestal, son algunas funciones especiales las que actualmente están limitando su uso generalizado en los procesos MRV de los proyectos de carbono, tales como la estimación en subdominios o una resolución temporal no adecuada.

1.1.3 Proceso de diseño de los inventarios forestales

Aunque Tomppo & Andersson (2008) establecieron una serie de principios generales para la planificación de diferentes fases de los inventarios forestales, ni el proceso de diseño de un sistema de monitorización forestal ni los principales elementos que lo integran se recogen de manera clara y precisa en la bibliografía actual. Por este motivo, el proceso resulta complicado para aquellos que quieran iniciar un nuevo sistema de monitorización forestal, o adaptar uno ya existente a nuevas necesidades o requerimientos, teniendo que recurrir en estos casos al limitado grupo de expertos a nivel mundial que cuentan con una amplia trayectoria en el diseño de estos sistemas. Otras características que puede motivar que estos procesos de diseño no cuenten con un procedimiento claramente definido son, por una parte, la longevidad de los sistemas de monitorización forestal y, por otra, la tendencia general a mantener su diseño inalterado a los efectos de asegurar la comparabilidad y una adecuada evaluación de la tendencia temporal de los atributos forestales de interés. Añadido a lo anterior, el nivel de transferencia de los avances científicos y tecnológico al sector productivo y técnico ha aumentado considerablemente durante los últimos años, por lo que cada vez hay más exigencias, y cada vez son más avanzadas, sobre los sistemas de monitorización forestal, exigencias que no siempre es posible satisfacer con los diseños actuales de estos sistemas. En Tomppo et al. (2010) se recogen gran parte de los diferentes diseños utilizados en numerosos inventarios forestales nacionales, lo que lo convierte en una referencia importante a la hora de establecer el diseño de un nuevo sistema de monitorización.

Uno de los principales objetivos del diseño de un inventario forestal es el de obtener unas estimaciones de los recursos forestales aceptables, de acuerdo con los estándares de calidad exigidos al sistema, con el mínimo coste posible (Köhl et al., 2011). En este sentido, es bien sabido que los recursos no son ilimitados y que existen restricciones relativas a la disponibilidad de recursos que se deben tener en cuenta, ya que van a condicionar tanto el propio proceso metodológico de diseño del inventario forestal, como su posterior implementación. Por lo tanto, la fase de diseño y planificación de cualquier sistema de monitorización forestal es clave para garantizar su éxito en términos de calidad y fiabilidad de los datos obtenidos, y de la información estimada a partir de ellos, con el fin último de cumplir en el mayor grado posible los requisitos funcionales y expectativas que se haya fijado para el sistema.

A la hora de llevar a cabo el diseño de un inventario forestal hay principalmente dos estrategias a seguir. La primera de ellas consiste en analizar las diferentes metodologías y diseños de inventarios forestales ya implementados en otras regiones o países que tengan características similares al área de estudio objetivo, y adoptar en su totalidad, o con ligeras adaptaciones, el que mejor se adecúe a los requerimientos y fines establecidos para el nuevo sistema a diseñar. A priori esta estrategia tiene unos tiempos de implementación más reducidos, pero presenta ciertas desventajas, como que su adaptabilidad a los requisitos fijados no sea adecuada o que el grado de satisfacción con la cobertura de las necesidades de información no sea el óptimo. Por otro lado, existe una segunda estrategia basada en la elaboración de un diseño ad hoc, ajustado a las necesidades demandadas y a las características concretas de la población objetivo. Este proceso presenta como principales ventajas una mayor adaptabilidad a los requisitos específicos del sistema, o a futuras modificaciones de estos, y una mejor adecuación a las demandas de información. Por el contrario, su implementación suele ser mucho más costosa y lenta.

Sea cual sea la estrategia escogida, ambas tienen en común el imperativo de definir los tres elementos de diseño que deben ser abordados de cara a establecer los recursos necesarios y la metodología a emplear en la puesta en marcha del sistema de monitorización: el diseño muestral, el diseño observacional y el diseño estimacional. La fuerte interrelación entre estos elementos hace que deben encontrarse en perfecta armonía para obtener los mejores resultados posibles, por lo que cualquier toma de decisiones en cuanto al diseño debería hacerse de forma conjunta y teniendo en cuenta las implicaciones que tienen para cada uno de ellos. En los siguientes apartados se comentan en más detalle estos tres elementos del diseño y las principales fuentes de incertidumbre asociadas a cada uno de ellos.

1.1.3.1 Diseño muestral

El diseño muestral es el elemento de diseño encargado de decidir cuál es el procedimiento de selección de la muestra de la población objetivo. De esta muestra, y siguiendo las pautas establecidas en el diseño observacional, se obtendrá la información requerida para aplicar los métodos de inferencia fijados en el diseño estimacional. Por este motivo, la elección del diseño muestral debe estar suficientemente fundamentado y respaldado por los diseños observacional y estimacional, para garantizar así la consistencia y concordancia de todo el conjunto.

En esta fase de diseño, el primer paso consiste en identificar la población objetivo del estudio sobre la cual se recopilarán los datos necesarios para lograr los fines del inventario forestal, junto con sus características más relevantes. Luego, se debe establecer el marco muestral, que es el conjunto de unidades muestrales de entre las que se selecciona la muestra.

El procedimiento de diseño debería maximizar la cobertura del marco muestral, es decir, maximizar el número de unidades de la población objetivo incluidas en el marco muestral, aunque esto no siempre es posible en la práctica. Posteriormente, es necesario decidir cuál será el método estadístico de muestreo mediante el que se seleccionarán las unidades del marco muestral que conformarán la muestra. Son numerosos los trabajos que describen las técnicas de muestreo aplicadas a inventarios forestales y de recursos naturales (Gregoire & Valentine, 2007; Hankin et al., 2019; Kangas & Maltamo, 2006). Existen principalmente dos grupos de métodos de muestreo: los probabilísticos y los no probabilísticos. A continuación, se describen algunos de las técnicas de muestreo más habituales de cada uno de estos grupos.

- **Muestreo probabilístico**

Los métodos de muestreo probabilísticos se basan en una selección aleatoria de la muestra y entre sus propiedades destacan que: i) es posible definir el conjunto de posibles muestras que se pueden seleccionar con el método; ii) se conoce la probabilidad de seleccionar cada una de las posibles muestras y esta es no nula para todas ellas; y iii) el método selecciona de forma aleatoria las muestras de acuerdo con dichas probabilidades de selección. También se puede conocer cuál es la probabilidad que tiene cada una de las unidades muestrales de ser seleccionada como parte de la muestra. Para este tipo de métodos se ha desarrollado numerosa metodología estadística tanto para la estimación de distintos parámetros poblacionales de interés, como para la estimación de la incertidumbre asociada a dichos estimadores. Entre los métodos de muestreo probabilístico más empleados en los inventarios forestales se encuentran el muestreo aleatorio simple, el muestreo aleatorio estratificado, el muestreo sistemático o el muestreo por conglomerados.

En el muestreo aleatorio simple se determina el tamaño muestral deseado y se asigna la misma probabilidad de selección a todas las muestras posibles que se pueden construir con dicho tamaño. En consecuencia, todas las unidades muestrales tienen la misma probabilidad de selección. Dentro de este método existen dos variantes: el muestreo aleatorio simple sin remplazamiento y el muestreo aleatorio simple con remplazamiento. En el primer caso no existe la posibilidad de muestrear dos veces la misma unidad muestral, mientras que en el segundo la misma unidad muestral puede ser seleccionada varias veces. El muestreo aleatorio simple es una técnica de muestreo ampliamente utilizada en el campo de la investigación y presente en algunos inventarios forestales nacionales. Sin embargo, presenta ciertas desventajas cuando se quiere emplear en inventarios a gran escala puesto que puede que la muestra seleccionada no recoja adecuadamente la variabilidad espacial de la población o que regiones amplias del área de estudio con diferentes características puedan quedar sin muestrear. Para evitar estos problemas, la solución más habitual es optar por realizar un muestreo aleatorio estratificado o un muestreo sistemático.

El muestreo aleatorio estratificado se basa en los mismos principios que el muestreo aleatorio simple, pero en este caso la población objetivo se divide en conjuntos de características similares llamados estratos. Luego, en cada uno de estos estratos, se realiza la selección de las unidades muestrales mediante un muestreo aleatorio simple.

Por su parte, en el muestreo sistemático se establece algún tipo de ordenación en el conjunto de unidades muestrales y se fija un número entero k que se usará como paso. Tras esto, se selecciona de forma aleatoria la primera unidad muestral, luego la unidad muestral situada k posiciones más adelante de ella, y así sucesivamente hasta alcanzar el tamaño de muestra

deseado. El muestreo sistemático es un método muy utilizado en los inventarios forestales a gran escala, en los que se suele utilizar para establecer mallas sistemáticas sobre el área geográfica de interés, ya que asegura la representatividad espacial de la muestra seleccionada.

Por último, en el caso del muestreo por conglomerados la población objetivo está agrupada en una serie de conjuntos denominados conglomerados. Generalmente la formación de los conglomerados se lleva a cabo agrupando las unidades muestrales que están próximas entre sí en términos espaciales o las contenidas en alguna división espacial o funcional previamente establecida. En consecuencia, las unidades muestrales que conforman los conglomerados pueden tener características heterogéneas, siendo esta una de las principales diferencias entre este muestreo y el muestreo aleatorio estratificado comentado previamente.

- **Muestreo no probabilístico**

Los métodos no probabilísticos no poseen las propiedades anteriormente comentadas para los probabilísticos, por lo que se desconoce la probabilidad que tiene cada unidad muestral de ser seleccionada en la muestra. Esto hace que no se puede asegurar que la muestra seleccionada sea representativa (en el sentido estadístico de la palabra) de la población objetivo y que, por ejemplo, no sean de aplicación los métodos de inferencia desarrollados para el muestreo probabilístico. Entre los métodos no probabilísticos más empleados se encuentran el muestreo por bola de nieve, el muestreo por conveniencia o el muestreo por cuotas.

En el muestreo por bola de nieve se realiza inicialmente una selección reducida de unidades muestrales y a partir de ellas, se seleccionan nuevas unidades muestrales potenciales. El proceso se repite generando así un efecto dominó o de bola de nieve. En el contexto de los inventarios forestales a gran escala, esta metodología podría ser empleada, por ejemplo, para monitorizar la evolución de afecciones fitosanitarias.

El muestreo por conveniencia consiste en seleccionar aquellas unidades muestrales que presentan una serie de facilidades como pueden ser la cercanía a caminos o la facilidad de medición, haciendo que aquellas unidades más alejadas o de difícil medición queden fuera de la selección. La aplicación de este tipo de muestreo en un inventario forestal a gran escala podría llevar a seleccionar, por ejemplo, solo los elementos de la muestra cuya distancia a un punto accesible mediante vehículo motorizado sea menor a un determinado valor prefijado.

En el muestreo por cuotas la población objetivo se segmenta en estratos que son mutuamente excluyentes, como en el muestreo estratificado. Sin embargo, a diferencia de él, la selección de las unidades muestrales en cada estrato no se realiza de forma aleatorio, sino que se hace en función a una serie de características o rasgos predefinidos con anterioridad.

1.1.3.2 Diseño observacional

El diseño observacional hace referencia a cómo y a qué información se va a tomar durante el proceso de recopilación de datos para cada unidad muestral. En los inventarios forestales, el diseño observacional abarca principalmente el diseño de parcela y la selección de las variables a medir o registrar. En el diseño de parcela se toman decisiones sobre su tipología, su forma y/o su tamaño. Estas decisiones, junto con las relativas a la información a recopilar, están condicionadas por las características de la población objetivo, las necesidades de información que es necesario cubrir y la disponibilidad de recursos.

- **Diseño de parcela**

Con relación a los inventarios forestales suelen emplearse varios diseños de parcelas: parcelas de área fija, parcelas anidadas, parcelas angulares o relascópicas, parcelas k -tree y transectos.

El uso de parcelas de área fija es el más extendido en los inventarios forestales y lo más habitual es que tengan forma circular, rectangular o cuadrada. Las parcelas de área fija presentan una serie de ventajas frente a otros diseños de parcela, principalmente que se conoce su área, que esta es la misma para todas las parcelas muestreadas y que se aplican los mismos criterios de medición para toda su superficie, lo cual evita errores como pudiesen ser los de omisión. Dentro de las formas previamente citadas, las parcelas circulares de área fija son las más utilizadas en numerosos inventarios forestales, especialmente en regiones con climas templados y boreales (McRoberts, 2010). Las parcelas circulares presentan una serie de ventajas sobre las parcelas cuadradas o rectangulares, como que: i) solo tienen un punto de control, su centro, mientras que las cuadradas o rectangulares tienen cuatro; ii) su relación perímetro-área es menor, por lo que existe menor zona de frontera y se reduce el número de decisiones que hay que tomar en cuanto a la de inclusión y exclusión de los árboles; y iii) es más fácil determinar las coordenadas de los árboles (McRoberts et al., 2015). Además, en las parcelas circulares los tiempos de medición son menores que en las parcelas rectangulares, y con ellas se consigue una mayor eficiencia (González-Cueva, 2002; Paudel & Mandal, 2019; Tello 1980). No obstante, debe tenerse en cuenta que otras formas de parcela menos compactas permiten capturar una mayor variabilidad que las parcelas circulares.

En muchos inventarios forestales es habitual utilizar lo que se conocen como parcelas anidadas, que son parcelas de área fija concéntricas de diferentes tamaños, en las que en cada una de ellas se recopila información diferente o se establecen distintos criterios de selección en función del tamaño de los árboles. Esto reduce los esfuerzos de medición, pero también presentan algunas desventajas, como la observada por Moreno-Fernández et al. (2024) quienes vieron que este tipo de parcelas no captaban con precisión la diversidad de especies en los bosques del suroeste europeo. Las parcelas anidadas son, además, más complejas de implementar, y presentan ciertos problemas a la hora de interpretar algunas de las variables resultantes de sus remediciones.

Las parcelas relascópicas fueron propuestas por Bitterlich en la década de 1940 (Bitterlich, 1948) y consisten en parcelas de área variable en las que la selección de los árboles se hace con arreglo a una apertura angular prefijada y las estimaciones se obtienen empleando un factor de área basimétrica (BAF, por sus siglas en inglés). La selección de los árboles en este tipo de parcelas se basa en que la probabilidad de inclusión de un árbol situado alrededor del centro de la parcela es directamente proporcional a su área de sección transversal. A pesar de ser un diseño de parcela muy apropiado cuando la variable objetivo es el área basimétrica, u otras relacionadas con la anterior, no es una técnica muy eficiente a la hora de obtener, por ejemplo, una estimación del número de árboles por hectárea.

En lo que a las parcelas k -tree se refiere, estas podrían considerarse una variante de las parcelas de área fija, pero con la peculiaridad de que la superficie de referencia de la parcela no es la misma para todas las parcelas muestreadas. En las parcelas k -tree se seleccionan los k árboles más próximos al punto de muestreo, que en este caso se correspondería con el centro

de la parcela. En la bibliografía actual existen diferentes variaciones de este tipo de parcela, como el método de los cuadrantes (Cottam et al., 1953; Sutherland, 2006) o la técnica de T-cuadrado (Sutherland, 2006). Las parcelas k -tree a menudo pueden facilitar el trabajo de campo para valores de k moderados, y han sido utilizadas en el ámbito de la monitorización forestal, por ejemplo, para el muestreo de variables de índole sanitario (MITECO, 2021).

Por último, los transectos son elementos lineales sobre los que se evalúan variables de interés para poblaciones objetivo que se encuentran distribuidas de forma continua sobre el territorio y que son de difícil agregación, bien por su elevada movilidad o por estar constituidas de elementos de pequeño tamaño. La configuración de los transectos, en cuanto a su longitud, orientación y trayectoria, busca capturar la variabilidad de las variables de estudio. Este tipo de diseños son habitualmente empleados en el ámbito forestal para el muestreo de fauna (Anderson, 1976) o de variables relacionadas con formaciones vegetales de pequeño tamaño (Brown, 1971, 1974).

- **Selección de variables**

Los principios establecidos por Tomppo & Andersson (2008) se aplican al diseño de cómo y qué recopilar, siendo esta una de las partes más importantes de un inventario forestal. Este proceso implica decidir qué tipo de datos deben recogerse en cada punto de muestreo y cómo deben realizarse las mediciones y el registro de la información. En consecuencia, esta fase del diseño determinará en gran medida los recursos necesarios para realizar el inventario y su eficacia en cuanto a la satisfacción de las necesidades planteadas por los distintos interesados.

1.1.3.3 Diseño estimacional

El diseño estimacional consiste en determinar cuáles serán las metodologías y técnicas estadísticas con las que se va a llevar a cabo el proceso inferencial. La inferencia estadística es una parte de la estadística cuyos métodos permiten inferir conclusiones sobre la población objetivo a partir de la información obtenida de una muestra de dicha población, y sobre la incertidumbre asociada a dichas conclusiones. Algunos de los problemas a los que intentan dar respuesta la inferencia estadística son la estimación puntual, la obtención de intervalos de confianza, los contrastes de hipótesis o la clasificación estadística. En términos generales, existen tres enfoques de la inferencia estadística, que se aplican en el ámbito de los inventarios forestales: la inferencia basada en diseño, la inferencia basada en modelos y la inferencia asistida por modelos.

La inferencia basada en diseño surgió de la mano de las aportaciones realizadas por Neyman en la década de 1930 (Neyman, 1934). En ella se asume que la población objetivo es fija y que la muestra proviene de una realización de un proceso estocástico. Por lo tanto, en este enfoque la aleatoriedad proviene del mecanismo empleado para seleccionar la muestra, es decir, del diseño muestral. Además, este diseño muestral ha de ser necesariamente un muestreo probabilístico y, por tanto, poseer las propiedades comentadas previamente (ver sección 1.1.3.1). Este paradigma de la inferencia basada en diseño está ampliamente recogido en la bibliografía (Cochran, 1977; Gregoire, 1998; Hansen et al., 1953; Sukhatme et al., 1970).

Asimismo, es uno de los enfoques más utilizados en los inventarios forestales y en los estudios inferenciales relacionados con el muestreo del medio natural.

Por su parte, la inferencia basada en modelos se fundamenta en que la población objetivo es considerada como una realización de un proceso estocástico. Concretamente, se asume la existencia de una superpoblación y de un modelo superpoblacional fijo, aunque desconocido, que describe el proceso de generación de la población. En este caso, por tanto, se asume que los valores observados en la población son aleatorios, en lugar de fijos como ocurriría en la inferencia basada en diseño. Asimismo, dado que la eficiencia de la inferencia basada en modelos se apoya únicamente en el propio modelo (Mandallaz, 1991), el mecanismo de selección de la muestra no resulta tan importante como en la inferencia basada en diseño y, de hecho, no tendría que ser un muestreo probabilístico. El peso de la inferencia recae en estas metodologías sobre el modelo, cuya validez y representatividad debe ser demostrada técnicamente. Aunque en el ámbito forestal se ha empleado en mayor medida la inferencia basada en diseño, existe cada vez más interés en la inferencia basada en modelos con aplicaciones forestales. Como muestra de esta tendencia, en los últimos años se han publicado numerosos trabajos que describen la implementación de este enfoque inferencial en el ámbito forestal desde un punto de vista más teórico (Gregoire, 1998; Kangas & Maltamo, 2006), y otros relacionados con su aplicación práctica en inventarios forestales (McRoberts, 2006; Saarela et al., 2016a, 2016b). No obstante, la inferencia basada en modelos despierta ciertas suspicacias entre algunos sectores del ámbito de la monitorización forestal, derivadas del hecho de que el diseño muestral es irrelevante en este enfoque, pudiendo incluso realizarse estimaciones en ausencia de diseño muestral.

Finalmente, la inferencia asistida por modelos combina, por así decirlo, la inferencia basada en el diseño y la basada en modelos. Estos métodos, de aparición más reciente, combinan una muestra probabilística y las predicciones derivadas de un modelo basado en una fuente de información auxiliar. La inferencia asistida por modelos permite tomar provecho de la fuente de información auxiliar, que muchas veces puede capturar más variabilidad de la población que la muestra probabilística, para mejorar el desempeño de las estimaciones basadas únicamente en dicha muestra. En el contexto de la monitorización forestal, esto se traduce habitualmente en la combinación de una muestra probabilística recabada en un conjunto de parcelas de campo con información de teledetección disponible para la zona de estudio. Esto es un caso habitual en monitorización forestal a gran escala donde, en ocasiones, existe un inventario forestal diseñado con los principios de la inferencia basada en diseño y, ante la existencia de datos auxiliares de teledetección, ambas fuentes de información se combinan mediante estimadores de regresión (Särndal et al., 1992). Este tipo de estimadores utilizan predicciones de una muestra bastante amplia obtenida a partir de datos auxiliares, como por ejemplo datos LiDAR, pero siempre basándose en observaciones seleccionadas a partir de una muestra probabilística (McRoberts, 2010). La inferencia asistida por modelos permite mejorar la precisión de las estimaciones en muchos casos y, en inventario forestal, son varios los autores que la han empleado en diferentes aplicaciones (Kangas et al., 2016; Næsset et al., 2013; Saarela et al., 2015, 2016a).

1.1.3.4 Fuentes de error y modelos de propagación de errores

En todos los elementos de diseño reseñados previamente, se pueden identificar distintas fuentes de error que podrían afectar bien a la información que se recaba en el inventario forestal o bien a los resultados que de ella se derivan. Es por ello por lo que en la fase de diseño se deben considerar también dos cuestiones clave: la identificación de los distintos errores que se pueden producir y cuál es su efecto sobre las estimaciones o predicciones finales que se obtengan a partir del inventario forestal.

Los errores relacionados con los métodos de muestreo son bien conocidos en el ámbito forestal debido a que estos métodos son la base metodológica de los inventarios forestales (Pérez-Cruzado et al., 2017). Aunque en muchas ocasiones se estima la incertidumbre considerando solo esta fuente de error, para una correcta evaluación del efecto final de los errores es imprescindible tener en cuenta todas las posibles fuentes más allá de los errores muestrales. Diferentes fuentes de error fueron estudiadas de forma exhaustiva por varios autores (Cochran, 1977; Särndal et al., 1992). En este sentido, además de los errores inherentes al propio diseño del muestreo, Cunia (1965) identificó varias fuentes de error no muestrales como: i) los errores debidos a la localización aleatoria de la parcela de muestreo; ii) los errores relacionados con el modelo de regresión; y iii) los errores de medición. Las fuentes de error descritas anteriormente podrían ser clasificadas en aquellas derivadas de las mediciones u observaciones de campo, y aquellas derivadas de la utilización de modelos para la estimación de las variables. Este último caso ha sido especialmente estudiado en la literatura científica (Gertner & Dzialowy, 1984; Kangas, 1997, 1998, 1999; Mowrer, 2000), quizás debido al uso en algunos sistemas de monitorización de la inferencia híbrida, un enfoque inferencial en el que las variables de interés no son directamente observadas o medidas sobre los elementos de la muestra, sino que son predichas en base a un modelo. Por último, es importante destacar que también existen varios autores que han analizado cuál es el impacto económico de estos errores (Barth et al., 2006; Borders et al., 2008; Eid et al., 2004).

Una práctica habitual a la hora de conocer cuál es el efecto de las diferentes fuentes de error sobre la eficiencia de la estimación final es desarrollar un modelo de propagación de errores que permita evaluar de forma cuantitativa el impacto de cada fuente de error sobre las variables objetivo. Contar con un modelo de propagación de errores presenta una serie de ventajas a la hora de diseñar y monitorizar los inventarios forestales. En la fase de diseño conocer cuál es el efecto del error sobre las estimaciones permite tomar decisiones sobre qué técnicas y metodologías emplear de una manera más objetiva y basada en el conocimiento. Por otro lado, durante la fase de ejecución del inventario forestal, el modelo de propagación de errores permite evaluar cuál está siendo el error en cada momento y, en consecuencia, tomar decisiones correctoras en el caso de que se sobrepasen los umbrales establecidos para el sistema. En este sentido, se han publicado varios trabajos en los que se han desarrollado modelos de propagación de errores en el ámbito forestal (Mäkinen et al., 2010; Pérez-Cruzado, 2015; Pérez-Cruzado et al., 2017).

1.1.4 Sistemas de monitorización forestal en España y Galicia

Los inventarios forestales a gran escala son una herramienta clave para la adecuada toma de decisiones sobre los bosques de un territorio. En el caso de España existen tres sistemas de

monitorización forestal en la actualidad que capturan información en Galicia: uno de ámbito nacional y ya asentado, el Inventario Forestal Nacional (IFN); otro más reciente de ámbito suprarregional, el Inventario Forestal de Especies Productivas del Norte Peninsular (IFNN); y otro de ámbito regional y que actualmente se encuentra en la fase de implementación, el Inventario Forestal Continuo de Galicia (IFCG).

1.1.4.1 Inventario Forestal Nacional e Inventario Forestal de Especies Productivas del Norte Peninsular

- **Origen y estado actual**

En el marco mundial de los inventarios forestales, el IFN es un inventario relativamente joven. A principios de la década de 1960 surgió la necesidad de establecer un sistema de monitorización forestal como respuesta a: i) las escasas, anticuadas y dudosas estadísticas existentes hasta el momento para conocer el sector; ii) los planes de desarrollo forestal diseñados por el gobierno y con aplicación a todos los recursos y iii) la necesidad de mejorar el desarrollo económico del país. Además, el acceso a nuevas metodologías, aparatos de medición y productos contribuyó a esta decisión.

Por aquel entonces, la Dirección General de Montes del Ministerio de Agricultura fue la encargada de diseñar y llevar a cabo lo que se considera el primer ciclo del IFN, entre los años 1965 y 1974. Esto implicó un gran acopio de personal y medios y supuso un gran avance en la información sobre los bosques españoles. Aunque este inventario fue desarrollado con posterioridad a otros implementados en países vecinos, la tecnología y metodología empleadas fueron muy similares a las empleadas por los países más avanzados en este ámbito.

La necesidad de conocer las variaciones del medio forestal a lo largo del tiempo era algo que los diseñadores del primer IFN ya tenían contemplada en su desarrollo. Sin embargo, no fue posible avanzar en esta continuidad del sistema de forma inmediata debido a la inestabilidad política que vivió el país en el año 1975 y sucesivos. Con el paso del tiempo, las autoridades competentes en el ámbito forestal se percataron de la relevancia de obtener datos actualizados sobre los que asentar sus decisiones. Fue entonces, en el año 1986, cuando se aprovechó la experiencia previa y la incorporación de España a las denominadas Comunidades Europeas para generar un nuevo diseño del IFN, bastante diferente al del primer ciclo y que aún sigue vigente en la actualidad. En esta nueva etapa se establecieron las garantías requeridas para dar continuidad al sistema y, además, la calidad de la información que se capturó fue mucho mayor que en el primer ciclo del IFN. En el año 1996 finalizó este segundo ciclo del IFN.

La aparición de nuevas demandas de información relacionadas con el ámbito forestal en la década de 1990 hizo que el IFN se quedase algo anticuado. Ante esto, el objetivo del tercer ciclo del IFN fue satisfacer las nuevas necesidades de la época, como, por ejemplo, las derivadas de la lucha contra el cambio climático. Su desarrollo se llevó a cabo en el periodo comprendido entre los años 1997 y 2007, y en él se tomó información de parámetros relacionados con la productividad, la protección, la ecología y el recreo que otorgan las masas forestales. El IFN se convirtió así en un inventario multipropósito. Los resultados obtenidos fueron a nivel provincial, y entre ellos se encontraba un mapa forestal con una escala 1:50.000.

Por último, en el año 2008 comenzó un cuarto ciclo del IFN. Debido a la gran crisis económica de ese mismo año que azotó la economía a nivel mundial, siendo la más grave desde la Gran Depresión de 1929, los trabajos se dilataron temporalmente más allá de los 10 años previstos para finalizar el ciclo. En lo metodológico, este cuarto ciclo es una continuación del segundo y tercer ciclo del IFN, y en él se remidieron las parcelas establecidas en el segundo. Algunas de las principales diferencias de los resultados obtenidos en comparación con los ciclos previos son la generación de un mapa forestal con una escala 1:25.000, la utilización de las formaciones definidas por el mapa forestal en la definición de los estratos, la implementación de metodología robusta para realizar el seguimiento de la biodiversidad, o la inclusión de otras variables más allá de aquellas relacionadas con el recurso madera.

Por otra parte, en el año 2017 se inicia el IFNN con el objetivo de aumentar la frecuencia de medición de estas masas productivas. Los trabajos de campo asociados al primer ciclo de este nuevo inventario finalizaron en el año 2018 y se focalizaron en Galicia, Asturias, Cantabria y País Vasco. En este inventario se midieron un total de 2.500 parcelas, con el mismo diseño observacional que en el IFN, en masas de *Pinus radiata*, *Pinus pinaster* y eucaliptales.

Actualmente, debido a las experiencias pasadas y las nuevas necesidades de la sociedad, se está llevando a cabo un nuevo proceso de diseño del IFN que aportará nuevos enfoques metodológicos, y que tiene como principal restricción la adaptación a la propuesta de reglamento europeo de monitorización forestal comentada en la sección 1.1.2.1 (Comisión Europea, 2023a).

- **Diseño de inventario forestal**

Desde su segundo ciclo, el diseño muestral del IFN consiste en una malla sistemática de 1x1 km distribuida por todo el país, aunque restringida a las áreas delimitadas por el mapa forestal. En cuanto al diseño observacional, en el IFN se miden parcelas anidadas de área fija, concéntricas y centradas en el punto de muestreo, de radios 5, 10, 15 y 25 m, respectivamente. En cada una de las parcelas anidadas se establece un criterio de selección de los árboles a medir diferente en función del diámetro normal a una altura de 1,3 m (d). Concretamente, en la parcela de 25 m de radio, se miden los árboles con $d \geq 42,5$ cm; en la parcela de radio 15 m, aquellos con $d \geq 22,5$ cm; en la parcela de radio 10 m, aquellos con $d \geq 12,5$ cm; mientras que en la parcela de radio 5 m, se miden todos los árboles con $d \geq 7,5$ cm y, adicionalmente, se cuentan aquellos con $2,5 \leq d \leq 7,5$ cm. En lo que al proceso inferencial se refiere, en el IFN se lleva a cabo mediante estimadores basados en diseño. Tanto el desarrollo metodológico como la evolución histórica del IFN se encuentran descritos en mayor detalle en el trabajo llevado a cabo por Alberdi et al. (2017).

- **Entidades participantes**

Hoy en día, la competencia sobre el IFN recae en el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO), perteneciente a la Vicepresidencia Tercera del Gobierno. No obstante, como es lógico en un sistema de esta magnitud, la intervención de más agentes es necesaria para asegurar un buen desempeño y la calidad del inventario. Por un lado, toda la parte operativa relacionada con la recopilación de la información, el procesado de los datos y

la elaboración de los resultados es llevada a cabo por la sociedad mercantil Tragsatec, perteneciente al Grupo Tragsa. Este grupo está formado por capital social íntegramente público y cuenta con una dilatada experiencia en las mediciones y operaciones relacionadas con inventarios forestales. Por otro lado, en el IFN participa como asesor científico el Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria (INIA), perteneciente al Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), a los efectos de asegurar un adecuado rigor metodológico y científico. El INIA-CSIC cuenta con una dilatada trayectoria en el área de la investigación en monitorización forestal y es sobre su experiencia sobre la que se asientan gran parte de los avances e innovaciones metodológicas referentes al IFN.

1.1.4.2 Inventario Forestal Continuo de Galicia

- **Origen y estado actual**

España es un país con una gran diversidad climatológica y orográfica, que ha derivado en unas características muy diferenciadas del medio forestal entre la cornisa cantábrica, las zonas de alta montaña, las zonas de clima macaronésico, y aquellas de clima mediterráneo. Esta elevada diversidad forestal supone un enorme reto para la monitorización forestal, haciendo difícil que un mismo diseño responda con el mismo nivel de eficacia a las necesidades de información a las que el sistema debe dar respuesta. Para el caso concreto de Galicia, habían sido reportados por los usuarios del IFN una serie de problemas en la provisión de información, como son i) una resolución temporal no adaptada a las condiciones de crecimiento de las masas con orientación productiva de turno más corto, ii) una excesiva clasificación en masas mixtas o con distribución irregular de edades derivada de la inclusión dentro de la parcela IFN de varias propiedades catastrales, o iii) una muy elevada dinámica de cambios en el medio forestal gallego derivado de cortas, cambio de uso del suelo o incendios. Añadido a lo anterior, el nivel de actividad y uso de los recursos forestales es muy diferente entre las regiones descritas anteriormente, siendo en la cornisa cantábrica donde se da el mayor nivel de cortas de todo el estado, y donde el sector productivo hace un uso más intensivo de la información forestal.

A raíz de los motivos expuestos anteriormente, en el año 2018 el Plan Forestal de Galicia emitió la recomendación de crear un sistema de información y estadística forestal, incluyendo una serie de indicaciones técnicas a las que debería de dar respuesta el sistema, plasmada también en la primera revisión del plan publicada en 2021 (Xunta de Galicia, 2021). En el año 2020 la Consellería do Medio Rural de la Xunta de Galicia inició el proyecto de diseño y puesta en marcha del IFCG mediante un convenio con la Universidade de Santiago de Compostela y la Universidade de Vigo, así como mediante encomiendas con distintas instituciones y empresas públicas y privadas.

- **Diseño de inventario forestal: inventario piloto**

Durante la fase inicial de diseño del IFCG, se puso en marcha un inventario piloto con el objetivo de recopilar información que sirviera de apoyo en la toma de decisiones relativas a los principales elementos del diseño definitivo del IFCG. En la sección 3.2.2 se describe en más detalle el diseño establecido para este inventario piloto, que se llevó a cabo entre los años 2020 y 2021.

- **Entidades participantes**

A continuación, se detallan cada una de las entidades que participan en el diseño y puesta en marcha del IFCG:

Xunta de Galicia

Es el órgano colegiado de gobierno de Galicia. En el marco del IFCG tiene como tareas principales la coordinación de todos los agentes que intervienen a lo largo del proyecto y asegurar el cumplimiento de los objetivos del IFCG.

Universidade de Santiago de Compostela

Es una entidad científico-técnica que participa en el IFCG desarrollando fundamentalmente la metodología para obtener los productos relacionados con las existencias de las principales variables forestales. Además, participa en la recogida de datos necesarios para este desarrollo y en las tareas relacionadas con el desarrollo de las herramientas de tecnologías de la información y la comunicación (TIC) del proyecto.

Universidade de Vigo

Al igual que la Universidade de Santiago de Compostela, se trata de una entidad científico-técnica que desarrolla los productos relacionados con la estimación de las superficies de los principales estratos forestales de Galicia. En este sentido la Universidade de Vigo también ha participado en la toma de datos de campo y en la adquisición de productos de teledetección. Asimismo, colabora en el desarrollo de las herramientas TIC del IFCG.

Empresa Pública de Servizos Agrarios Galegos (SEAGA)

Se trata de una empresa pública autonómica que actúa en consideración de medio propio y de servicio técnico de la Administración General y del sector público autonómico de Galicia. Realiza fundamentalmente tareas relacionadas con el sistema agroforestal. En el marco del IFCG es la principal encargada de la recogida de datos de campo, sobre todo los relacionados con la medición de parcelas para la estimación de existencias. Colabora con el desarrollo de las herramientas TIC del IFCG, especialmente en la parte que atañe a la toma de datos mediante dispositivos móviles.

Instituto Galego de Estatística (IGE)

Es un organismo autónomo de la Xunta de Galicia cuya misión principal es promover el desarrollo del sistema estadístico de Galicia. En el IFCG participa en el desarrollo de un estudio socioeconómico relacionado con la caracterización del propietario forestal de Galicia.

Axencia para a Modernización Tecnolóxica de Galicia (Amtega)

Es una agencia perteneciente a la Xunta de Galicia y que tiene como principales objetivos el desarrollo y la ejecución de los instrumentos de la política de la Xunta de Galicia en el ámbito de la información, la comunicación, la innovación y el desarrollo tecnológico. Su papel en el IFCG consiste en el de desarrollar las herramientas TIC del sistema de monitorización forestal,

tales como la infraestructura de datos del sistema, la aplicación móvil utilizada para la recogida de datos de campo o el portal web del proyecto.

Centro de Observación y Teledetección Espacial (COTESA)

Es una empresa privada que ofrece servicios de consultoría relacionados con la gestión del territorio mediante el uso de tecnologías de la información geográfica, como productos de observación y teledetección. Su función en el IFCG es obtener y proveer de datos de teledetección, concretamente las imágenes Worldview necesarias para la realización de un mapa de coberturas de alta resolución por parte de la Universidad de Vigo.

Forest Service, United States Department of Agriculture (USDA Forest Service)

Es el servicio forestal de los Estados Unidos, y su principal misión es mantener la salud, diversidad y productividad de los bosques y pastizales. En el IFCG su tarea es la de auditar científicamente todo el desarrollo del sistema de monitorización forestal de Galicia.

Forest Inventory and Remote Sensing Department, George-August-Universität Göttingen

La Universidad de Göttingen es una universidad alemana que cuenta con un departamento altamente especializado en el desarrollo de inventarios forestales a gran escala. Su labor en el IFCG, junto con el Servicio Forestal del USDA, es auditar científicamente todo el desarrollo llevado a cabo durante esta etapa de diseño y puesta en marcha del sistema.

1.2 METODOLOGÍAS DE GESTIÓN DE PROYECTOS

1.2.1 Antecedentes y evolución histórica de las metodologías de gestión de proyectos

El ser humano ha gestionado proyectos desde tiempos inmemorables, lo que ha servido para la consecución de algunos de los hitos históricos más relevantes de la humanidad, tales como la construcción de la Gran Pirámide de Guiza en torno al año 2600 a.C. o la construcción de la Gran Muralla China iniciada en el siglo V a.C. Mucho después, en el siglo XIX d.C. aparece la primera iniciativa de gestión de proyectos a gran escala con la construcción del primer ferrocarril transcontinental de Estados Unidos conocido como “Transcontinental Railroad”. Ya a partir de los años 1900 empiezan aparecer las primeras herramientas y técnicas para la gestión de proyectos como el Diagrama de Gantt, creado por Henry Gantt, o el método del Camino Crítico. Muchos de estos métodos y técnicas surgieron para dar respuesta a necesidades de la ingeniería militar, donde la eficacia de los proyectos resultaba crucial, asegurando el cumplimiento de estos y posicionándose en los conflictos bélicos. A partir de este momento surgieron diferentes metodologías de gestión de proyectos.

La gestión de proyectos es un proceso de planificación, organización y ejecución de un proyecto con el objetivo principal de conseguir que se complete dentro del alcance, el calendario, el presupuesto y las expectativas de calidad definidas, al mismo tiempo que busca la mayor eficiencia posible. Algunas de las principales ventajas que presenta la gestión de proyectos son:

– Maximizar la capacidad operativa del sistema.

- Coordinar los recursos empleados.
- Mayor velocidad de respuesta ante situaciones cambiantes.
- Adquirir lecciones aprendidas.
- Focalizarse en las expectativas del cliente y usuarios.
- Evitar riesgo y reducir la incertidumbre.

Para conseguir una gestión eficaz es fundamental tener un conocimiento exhaustivo de las metodologías, herramientas y técnicas de gestión de proyectos. Existen varias clasificaciones según la tipología de la metodología, pero las principales son: metodologías en cascada y metodologías *agile*. De forma muy resumida, las metodologías en cascada se basan en un ciclo de vida del proyecto que se puede dividir en diferentes fases que se realizan de forma secuencial. Estas metodologías en cascada son ampliamente utilizadas en diferentes ámbitos, como por ejemplo en la construcción civil. Por otro lado, las metodologías *agile* no son una metodología en forma estricta, sino que son un conjunto de ciclos de trabajo cortos en el que en cada ciclo se entrega una mejora del resultado con nuevas funcionalidades. Estas últimas son ampliamente utilizadas en el ámbito informático para el desarrollo de software, pero se trata de metodologías en las que el control es muy complicado y exigen mucha interacción por parte del cliente. Los inventarios forestales a gran escala, por su morfología de proyecto, tienen una mejor correspondencia con las metodologías en cascada, ya que cuentan con una fase de planificación y ejecución claramente definidas, y es necesario esperar a su conclusión para obtener los resultados.

A continuación, se mencionan las metodologías en cascada de gestión de proyectos más utilizadas a nivel mundial.

- **International Project Management Association (IPMA)**

La metodología IPMA se fundó en Suiza en el año 1965 tras la reunión de un grupo internacional de directores de proyectos siendo así la primera asociación mundial de gestión de proyectos. IPMA es una asociación global que fomenta la gestión de proyectos organizando cursos y eventos desde sus inicios. Su primer congreso fue celebrado en Viena en el año 1967. Actualmente tiene sede en Suiza y está formada aproximadamente por una red de 70 asociaciones miembro.

Esta asociación tiene como actividad principal la certificación de las competencias en dirección de proyectos, estableciendo unas directrices básicas para conseguir dichas habilidades y competencias. Cuenta con más de 250.000 profesionales certificados con arreglo a su metodología.

- **Project Management Institute (PMI)**

PMI es una organización sin ánimo de lucro que se sitúa como la principal autoridad en la gestión de proyectos. Fue fundada en el año 1969 en una reunión formal en el *Georgia Institute of Technology* en Atlanta (Georgia, Estados Unidos). Al principio contaba con 40 miembros pero rápidamente comenzó a expandirse globalmente, y en la actualidad cuenta con más de 700.000 profesionales de la dirección de proyectos. En el año 1996, PMI publicó su primera versión de un compendio de buenas prácticas, denominado *Project Management Body of Knowledge* (PMBOK), donde se describen directrices, terminología y otras estandarizaciones

para la gestión de proyectos. Actualmente el PMBOK va por su séptima edición, y hoy en día es la metodología más empleada a nivel mundial. Cabe indicar aquí que la edición vigente del PMBOK ha supuesto un profundo cambio con respecto a versiones anteriores, y que no ha sido recibida con entusiasmo por parte de la comunidad experta en gestión de proyectos.

- **Projects IN Controlled Environments (PRINCE2)**

Esta metodología fue desarrollada en el año 1989 por la *Central Computer and Telecommunications Agency* y tiene como objetivo ser un estándar para la gestión de proyectos, sobre todo en el Reino Unido. Está reconocida a nivel mundial, pero fuera del Reino Unido no es una metodología muy empleada. En el año 2023 publicó su séptima edición que busca ayudar a personas y organizaciones a afrontar los retos actuales y futuros en la gestión de proyectos.

- **ISO 21500**

La ISO 21500 es más una norma de estandarización que busca armonizar la gestión de proyectos que una metodología propiamente dicha. Estas normas son redactadas por la Organización Internacional de Estandarización (ISO, por sus siglas en inglés). La ISO 21500 fue publicada en el año 2012 y proporciona una orientación sobre los conceptos y procesos relacionados con la gestión de proyectos, y puede ser usada por cualquier tipo de organización independientemente de su índole y enfocarse a cualquier tipo de proyecto.

- **Metodología de gestión de proyectos de PM²**

La metodología de gestión de proyectos de PM² (de aquí en adelante, PM² o metodología PM²) es una metodología de gestión de proyectos que busca facilitar todas las tareas y procesos englobados en el ciclo de vida de un proyecto. Esta metodología se creó en el año 2007 por parte de la Comisión Europea y su primera versión para las instituciones de la UE se elaboró en el año 2008. Más tarde, en el año 2017, se hace la primera publicación de acceso abierto, la *PM² Guide-Open Edition*, después de haberse demostrado útil y eficaz para la gestión de proyectos. PM² es la metodología oficial de gestión de proyectos de la Comisión Europea y actualmente se está adoptando con rapidez a escala internacional.

La metodología PM² consiste en una metodología sencilla y fácil de aplicar, adecuada para cualquier tipo de proyecto, ya que permite a los equipos de proyecto gestionar proyectos de forma eficaz y ofrecer soluciones y beneficios a sus organizaciones y partes interesadas. En esencia PM² se basa en otros marcos y metodologías de gestión de proyectos, tales como PMI PRINCE2 o IPMA. Asimismo, recoge la experiencia operativa otorgada por los proyectos ejecutados en las instituciones europeas.

1.2.2 Gestión de proyectos en sistemas de monitorización forestal

Los sistemas de monitorización forestal a gran escala son proyectos de gran envergadura tanto por las partes interesadas que involucra como por la cantidad de recursos movilizados. De igual modo, son proyectos que habitualmente se dilatan durante varios años, tanto en la fase de diseño y puesta en marcha como durante la fase de explotación, por lo que la probabilidad de que existan cambios a lo largo de su ciclo de vida aumenta de manera significativa. Por lo tanto,

estos sistemas deben contar con la capacidad de adaptarse a los posibles cambios de una manera eficaz y relativamente rápida para asegurar el cumplimiento de las expectativas, es decir, han de ser resilientes. Estos proyectos tienen otra particularidad y es que, aunque se mueven dentro del ámbito de la técnica, la mayoría de ellos tienen ligada una parte de investigación, desarrollo e innovación. Bien es sabido que la investigación en el ámbito forestal es relativamente lenta, es decir, suelen pasar varios años hasta la obtención de resultados, en parte debido al gran coste que tienen la recopilación de la información y al lento crecimiento de las masas forestales, por lo que observar cambios o tendencias es algo que consume mucho tiempo. Es por ello por lo que la toma de decisiones en materia forestal muchas veces es complicada y tiene asociada una gran incertidumbre.

Los elementos descritos anteriormente suponen que la gestión de proyectos de investigación forestal sea especialmente compleja. Sin embargo, y a pesar de ello, el grado de implantación de las técnicas de gestión de proyectos en el ámbito forestal es aún muy reducido, debido a un desconocimiento de las principales metodologías y técnicas, a pesar de que los investigadores reconocen la importancia de una adecuada aplicación de estas, así como la necesidad de mejorar en este ámbito (Pérez-Cruzado et al., 2024).

Todas estas cuestiones enfatizan la necesidad de utilizar herramientas y metodologías que permitan gestionar y controlar los proyectos relacionados en el ámbito forestal, y más aún, proyectos como los inventarios forestales a gran escala, para asegurar el cumplimiento de las expectativas y reducir en la medida de lo posible la incertidumbre asociada. En la bibliografía actual no se han podido encontrar trabajos que constaten la implementación de metodologías de gestión de proyectos en los procesos de diseño de sistemas de monitorización forestal a gran escala, siendo incluso escasos aquellos sobre procesos específicos de diseño (Henttonen & Kangas, 2015; Tomppo et al., 2014). Sin embargo, dado el contexto actual en el que muchos NFI europeos estarán obligados a realizar cambios de calado en sus diseños para la adaptación al nuevo reglamento europeo (ver sección 1.1.2.1), se hace especialmente relevante el disponer de procedimientos estandarizados para el diseño de estos sistemas de monitorización forestal.

2. OBJETIVOS

2. OBJETIVOS

El objetivo principal de esta investigación es abordar los aspectos científicos de diseño de sistemas de monitorización forestal a nivel regional y desarrollar una metodología de gestión para este tipo de proyectos, tomando como caso de estudio el IFCG. Concretamente, se busca resolver a nivel metodológico las principales particularidades que presenta el diseño y puesta en marcha de sistemas de monitorización forestal a gran escala, sentando unas bases generales para la adecuada gestión de este tipo de proyectos. Con el fin de reducir la incertidumbre en las tomas de decisiones involucradas en la fase de diseño de estos sistemas, se desarrollarán además metodologías que ayuden en estas tomas de decisiones y que tengan en cuenta las diferentes fuentes de error existentes en cada paso del proceso de diseño. Se establecen para ello los siguientes objetivos secundarios:

- Objetivo 1. Desarrollar una metodología general que permita gestionar y dirigir las distintas fases que conforman el diseño y puesta en marcha de un sistema de monitorización forestal.
- Objetivo 2. Estudiar las necesidades de información que se demandan del sistema de monitorización forestal y evaluar la situación actual de la población objetivo.
- Objetivo 3. Estudiar la incertidumbre asociada a los errores de medición y evaluar cómo incorporarla a la toma de decisiones sobre el diseño observacional.
- Objetivo 4. Estudiar la incertidumbre asociada al diseño observacional en el contexto de inferencia basada en modelos o asistida por modelos con información auxiliar proveniente de sensores remotos.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

* La sección 3.3 se ha reproducido parcialmente de: Rodríguez-Ruiz, J.^a, Martínez-Calvo, A.^a, Pérez- Cruzado, C.^a (2025). Designing circular fixed-area plots in large-scale forest inventories: effect of horizontal distance measurement uncertainty and tree position pattern. *Canadian Journal of Forest Research*, 55, 1-14. ISSN: 1208-6037. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2024-0307>

^a Proyectos y Planificación (PROEPLA), Departamento de Producción Vegetal y Proyectos de Ingeniería, Escuela Politécnica Superior de Ingeniería, Campus Terra, Universidade de Santiago de Compostela, 27002 Lugo, Spain.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

En este apartado se detalla el material y métodos empleado en el desarrollo de:

- La propuesta metodológica de gestión de proyectos adaptada a los sistemas de monitorización forestal y vinculada con el objetivo 1 (ver sección 3.1).
- La caracterización de las necesidades de información y la población objetivo, relacionada con el objetivo 2 (ver sección 3.2).
- La evaluación del efecto de los errores de medición en distancia horizontal sobre las estimaciones finales de las variables de rodal, la cual se vincula con el objetivo 3 (ver sección 3.3).
- El estudio del efecto de los tamaños de la ventana LiDAR y la parcela de campo cuando se ajustan modelos empleados en la inferencia basada en modelos o asistida por modelos, lo cual se encuentra alineado con el objetivo 4 (ver sección 3.4).

3.1 FUNDAMENTOS DE LA METODOLOGÍA DE GESTIÓN DE PROYECTOS DE PM²

El uso de las metodologías de gestión de proyectos es algo muy extendido en otros sectores, como por ejemplo el de la construcción, pero que no ha sido aplicado hasta el momento a proyectos relacionados con los sistemas de monitorización forestal. Es por eso por lo que en esta tesis se ha tratado de buscar encaje a la metodología de gestión de proyectos PM² con el fin de facilitar todo el proceso de diseño y puesta en marcha de los sistemas de monitorización forestal (ver sección 4.2). A continuación, se describe de forma sintética el marco teórico de la metodología PM² que se empleó en el desarrollo de esta propuesta. Para más detalles, se puede consultar la guía de la metodología PM² (Comisión Europea, 2021).

3.1.1 Gobernanza

La gobernanza es un factor clave en la gestión de proyectos. Esta consiste principalmente en establecer una estructura jerárquica que indique qué rol y responsabilidades debe asumir cada uno de los agentes que intervienen en el proyecto. Este aspecto está claramente definido en el marco teórico de la gobernanza de PM², dejando establecido desde el primer momento cual es el papel que desempeña cada uno en el proyecto.

En PM² la gobernanza se estructura en diferentes capas y roles tal y como se muestra en la Figura 1.

- **Capa de gobernanza**

La capa de gobernanza determina la visión y estrategia de la organización sobre la que va a impactar el proyecto en su conjunto. En esta capa se definen las prioridades, las inversiones y se asignan los recursos. Es la capa más alta de la organización.

Dentro de esta capa se encuentra un único rol denominado Órgano de Gobernanza Pertinente (OGP). Este rol está formado por la entidad responsable de la planificación estratégica de la organización en la que surge la necesidad de realizar el proyecto. Es el responsable de aprobar el proyecto y dotarlo de fondos para su implementación. El OGP toma

decisiones al más alto nivel sobre el proyecto, incluyendo la cancelación de este independientemente de la fase en la que se encuentre y de la validación del cumplimiento de los objetivos establecidos hasta el momento.

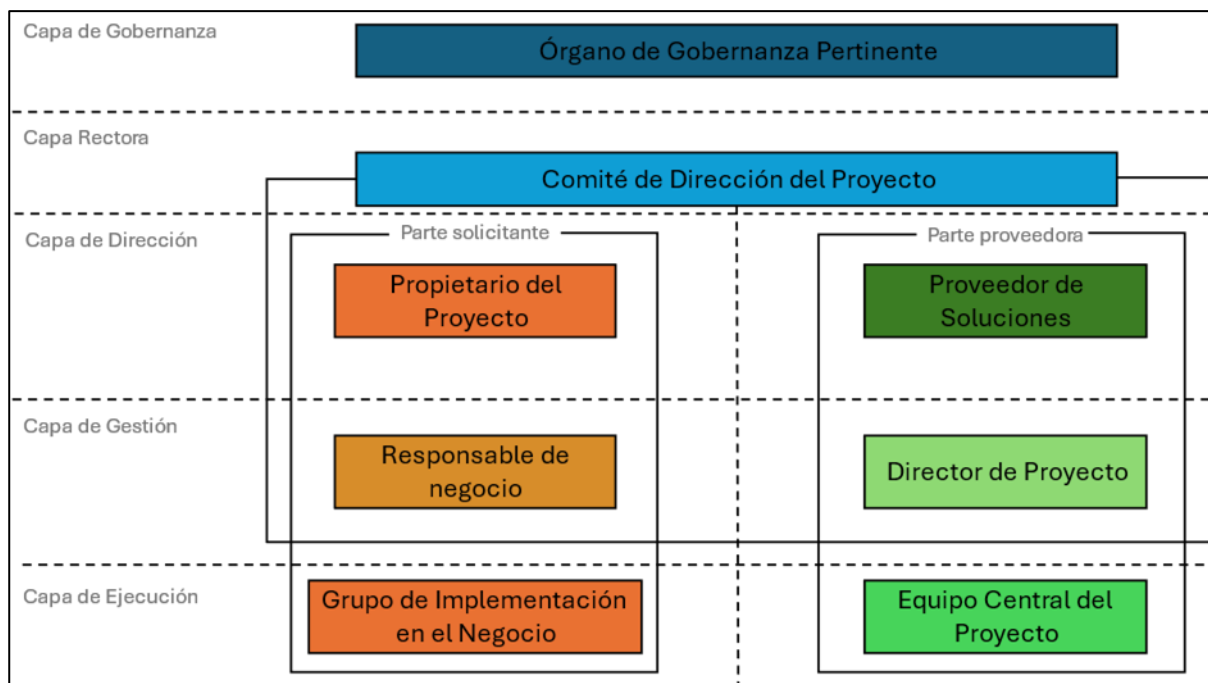


Figura 1. Esquema de organización de la gobernanza del proyecto según la metodología de PM². Elaboración propia en base a Comisión Europea (2021).

En los siguientes niveles jerárquicos inferiores existe una diferenciación clara entre la parte solicitante y la parte proveedora, sobre las que el OGP tiene poder decisor. La parte solicitante es aquella que tiene una necesidad o idea y necesita encontrar una solución. Para ello, la parte solicitante acude a la parte proveedora, que es quien materializa la solución.

- **Capa Rectora**

La capa rectora tiene la función de orientar y centrar el proyecto en sus objetivos. Además, sirve de interlocutor con la capa de gobernanza para informar sobre el estado del proyecto. A partir de esta capa, se distingue entre la parte proveedora (aquellos agentes que se encargarán de ejecutar el proyecto) y a la parte solicitante (aquellos agentes que recibirán el proyecto una vez ejecutado, y que serán responsables de su explotación), tal y como se muestra en la Figura 1.

En la capa rectora se encuentra el Comité de Dirección del Proyecto (CDP) que está constituido al menos por los cuatro roles principales de las capas de Dirección y de Gestión: Propietario del Proyecto (PP), Responsable de Negocio (RN), Proveedor de Soluciones (PS) y Director de Proyecto (DP). La función de este comité es debatir y decidir cualquier decisión importante que pueda afectar a los objetivos del proyecto.

En función de las características, la complejidad y el alcance del proyecto, el CDP puede estar formado por otros roles opcionales como pueden ser, entre muchos otros, el Representante de Usuarios (RU), quien representa los intereses de los usuarios del proyecto, o el Director de Proyecto del Contratista (DPC) que es el responsable de las partes externalizadas. Todos los roles opcionales se recogen con mayor detalle en la guía de la metodología PM² (Comisión Europea, 2021).

- **Capa de Dirección**

La capa de dirección abanderará el proyecto. Se encarga de movilizar los recursos necesarios y dar seguimiento al proyecto de forma continua con el fin de alcanzar los objetivos. Los roles de esta capa son el PP y el PS.

Propietario del proyecto (PP)

El PP es quien representa al cliente del proyecto asegurando la satisfacción de los objetivos y prioridades de la organización. Es el rol clave de la parte solicitante y último responsable del éxito global del proyecto.

Proveedor de Soluciones (PS)

El PS es el responsable de los entregables del proyecto y representa los intereses de la parte proveedora. Es el rol clave de la parte proveedora.

- **Capa de Gestión**

La capa de gestión se encarga de organizar las principales tareas del proyecto para conseguir los resultados esperados. Esta capa debe ser activa y seguir de forma casi diaria el proyecto. Los roles que se encuentran en la capa de gestión son el RN y DP.

Responsable de Negocio (RN)

El RN es el representante del PP en el día a día y ayuda a definir los objetivos del negocio. Este rol debe tener una colaboración permanente con el DP, coordinando en todo momento las actividades y roles desde el punto de vista del cliente, y garantizando la satisfacción de las necesidades de la organización y de los usuarios.

Director de Proyecto (DP)

Es el responsable de la obtención de los resultados atingiéndose a los objetivos y restricciones identificados. Se encarga de supervisar el día a día y garantizar la utilización eficaz de los recursos. Todo esto debe hacerlo desde la perspectiva de la parte proveedora.

- **Capa de Ejecución**

La capa de ejecución realiza las actividades del proyecto. Es quien materializa los entregables del proyecto y los implementa en la organización. Los roles que conforman la capa de ejecución son el Grupo de Implementación en el Negocio (GIN) y el Equipo Central del Proyecto (ECP).

Grupo de Implementación en el Negocio (GIN)

El GIN incluye a los representantes del negocio y al RU. Es el responsable de realizar todas las tareas necesarias para implementar adecuadamente el proyecto. El RU es quien defiende los intereses de los usuarios finales.

Equipo Central del Proyecto (ECP)

El ECP está formado por los roles encargados de la elaboración de los entregables. Su composición y tamaño depende de la envergadura del proyecto y es definido por el DP. En PM² dentro del ECP se les presta especial atención a dos roles más, además de los principales. Estos roles son el DPC, que lidera la parte de los entregables externalizados, y el Adjunto al Director de Proyecto (ADP), que es la figura sobre la cual el DP puede delegar algunas tareas de gestión del proyecto.

Como nota final de la parte de gobernanza, cabe decir que todos los proyectos presentan los roles no opcionales descritos anteriormente, si bien puede suceder que en proyectos de pequeña entidad estos roles sean ejercidos por la misma persona. La metodología PM² define claramente las responsabilidades de cada rol en el proyecto. De darse el caso de que una misma persona comparta más de un rol en un determinado proyecto, esta debe tener en cuenta que, ante determinadas decisiones, procesos o acciones, debe de ejercer el rol adecuado según establece la metodología PM².

3.1.2 Ciclo de vida

El ciclo de vida de PM² consta de cinco fases: fase de inicio, fase de planificación, fase de ejecución, fase de cierre, y seguimiento y control. Estas fases siguen un orden secuencial y en cada una de ellas se realizan predominantemente actividades propias de la fase. No obstante, en ocasiones, las últimas actividades de una fase se pueden superponer temporalmente a las actividades de la fase contigua, excepto en el caso de la fase de seguimiento y control, que va desde el principio hasta el final del proyecto y cuya finalidad es supervisar en todo momento el desarrollo del proyecto en cada una de sus fases. Asimismo, al final de cada una de las tres primeras fases, existe un punto de revisión y aprobación denominado puerta de fase.

En la metodología PM² existe un conjunto de plantillas y guías llamados artefactos, los cuales permiten documentar todas las fases del proyecto. Son elementos de gran ayuda y facilitan la estandarización de los documentos del proyecto y su gestión.

3.1.2.1 Fase de inicio

Es la primera fase del ciclo de vida del proyecto. En esta fase surge el interés en acometer un proyecto por parte del cliente para satisfacer una necesidad, resolver un problema o aprovechar una oportunidad. En esta etapa incipiente, se formulan los principales objetivos del proyecto y se alinean con los objetivos estratégicos de la organización. Con esto se busca dar un buen comienzo al proyecto y recopilar toda la información necesaria para proceder a la fase de planificación. Durante esta fase las actividades principales son:

- Caracterizar la necesidad, el problema o la oportunidad.
- Caracterizar la información, las restricciones y los recursos disponibles.

- Valorar las posibles soluciones, definiendo cual va a ser la solución escogida.
- Definir de forma preliminar el alcance y los entregables del proyecto.

3.1.2.2 Fase de planificación

La fase de planificación es la segunda fase del ciclo de vida de PM² y tiene como principal objetivo planificar todas las actividades que se van a desarrollar durante la ejecución de los entregables. Esta fase es la que más recursos consume después de la fase de ejecución. Quizás se trate de una de las etapas más importantes del ciclo de vida del proyecto, ya que en ella se organizan y diseñan las tareas que van a permitir dar cumplimiento a los objetivos del mismo. Las actividades principales que se realizan durante la fase de planificación son:

- Definir el enfoque de gestión del proyecto.
- Definir el desglose del trabajo, los esfuerzos y los costes, la planificación temporal, etc.
- Identificar todas las partes interesadas.
- Crear otros planes importantes como los planes de gestión de comunicaciones, de riesgos o de cambios del proyecto.

3.1.2.3 Fase de ejecución

La tercera fase del ciclo de vida de PM² es la fase de ejecución, y es donde se materializan los entregables del proyecto siguiendo todo lo definido en la fase de planificación. Como se ha comentado antes, esta es generalmente la fase que consume una mayor cantidad de los recursos y, por lo tanto, se debe monitorizar con gran detalle. Durante esta fase las actividades principales son:

- Distribuir la información realizada en la fase de planificación.
- Coordinar el proyecto, el equipo de trabajo y los recursos.
- Solucionar posibles incidencias y conflictos.
- Producir los entregables y traspasarlos.

3.1.2.4 Fase de cierre

La fase final es la fase de cierre y es donde se realiza la transferencia de los entregables al PP, dando por finalizado el proyecto desde el punto de vista administrativo. En esta fase el DP debe asegurarse de que todos los entregables producidos se han aceptado y que todo se ha ejecutado correctamente.

Las principales tareas que se llevan a cabo durante esta fase son:

- Finalizar todas las actividades.
- Documentar las lecciones aprendidas y las mejores prácticas para proyectos futuros.
- Realizar el cierre administrativo y archivar toda la documentación del proyecto.

Cabe destacar en este punto que el proyecto finaliza después de la fase de cierre, pasando a continuación a recibir la parte solicitante los entregables e iniciándose la explotación del proyecto.

3.1.2.5 Seguimiento y control

El seguimiento y control se realiza durante todo el ciclo de vida del proyecto y tiene como principal objetivo evaluar, desde el punto de vista del DP, como es el progreso del proyecto. En esta etapa también se deben identificar y tomar acciones correctivas frente a las desviaciones que se produzcan respecto a lo planificado. También debe hacerse frente a las incidencias y los riesgos que puedan ocurrir durante el proyecto.

3.1.2.6 Puertas de fase

Al final de las fases de inicio, planificación y ejecución de PM² existe un punto de revisión y aprobación por parte de los roles pertinentes, asegurando así que el proyecto es revisado y aprobado (o lo que corresponda) por todos ellos. De esta forma se contribuye a una gestión más eficaz y a un avance controlado del proyecto. Esto es lo que PM² denomina puertas de fase, y son las que se muestran a continuación:

- Listo para Planificación (LpP): al final de la fase de inicio.
- Listo para Ejecución (LpE): al final de la fase de planificación.
- Listo para Cierre (LpC): al final de la fase de ejecución.

3.2 CARACTERIZACIÓN DE LAS NECESIDADES DE INFORMACIÓN Y LA POBLACIÓN OBJETIVO

Durante el proceso de diseño y puesta en marcha de un sistema de monitorización forestal, la caracterización de las necesidades de información demandadas por los usuarios finales y el conocimiento de la población objetivo es algo que se debe hacer de forma minuciosa ajustándose a las características de cada proyecto. En el caso estudiado en esta tesis, el trabajo experimental se llevó a cabo en el marco del proyecto del diseño y puesta en marcha del IFCG, aprovechando que se ha participado en este proyecto desde el inicio.

3.2.1 Identificación de las necesidades de información

Al inicio del proceso de diseño y puesta en marcha del IFCG se realizó una encuesta vía electrónica a los participantes del Consello Forestal de Galicia. En el Decreto 33/2010 del 11 de marzo se recoge cuáles son los agentes y entidades del sector forestal gallego que forman parte de este consejo forestal. La encuesta se envió a 44 representantes del Consello Forestal de Galicia dividida en dos bloques. El conjunto total de las preguntas, tanto del primer bloque como del segundo, se encuentran en el ANEXO I de esta tesis. El objetivo común de ambos bloques era pasar de los requisitos generales a una solución particular de diseño (Figura 2).

El objetivo específico del primer bloque fue obtener información sobre el perfil del encuestado, y su grado de conocimiento y uso de los sistemas de monitorización forestal. En este sentido se realizó un cuestionario con un total de 14 preguntas relacionadas con cuántos y cuáles sistemas de monitorización conocían y, en el caso de conocer alguno, cuál era la frecuencia con la que usaban el sistema. Concretamente, los sistemas por los que se les preguntó fueron los siguientes: Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales (FRA), la Red Europea de Seguimiento de los bosques Nivel I y Nivel II (RED-I y RED-II, respectivamente), el IFN, la Red Gallega de Seguimiento de Daños en los Bosques (RGD), los Inventarios Forestales

Propios realizados por empresas u otras instituciones (IFP), los Inventarios de Ordenación de Montes (IOM) y otros sistemas de monitorización forestal (Otros).

El segundo bloque tuvo por objetivo identificar cuáles eran las principales necesidades de información que el sector demandaba de los sistemas de monitorización forestales para, en la medida de lo posible, intentar darle cumplimiento con el diseño del IFCG. En este caso se buscaba listar las principales expectativas, en términos de variables, escala temporal y escala espacial, para cada producto demandado por los usuarios del sistema.



Figura 2. Esquema de los objetivos de la encuesta.

3.2.2 Datos de campo del inventario piloto del IFCG

En el inventario piloto del IFCG se estableció una red base sistemática de 8x8 km, resultando en un total de 462 puntos de muestreo cubriendo todo el territorio gallego. Un total de 118 puntos, es decir, el 26 % del total, fueron descartados por tratarse de zonas no forestales, zonas inaccesibles o zonas que presentaron elementos que podrían suponer una amenaza para la seguridad e integridad de los equipos de medición. Por lo tanto, el inventario piloto contó finalmente con los datos recopilados en un total de 344 puntos de muestro. Las localizaciones del total de puntos de muestreo sobre la geografía gallega se encuentran representados en la parte izquierda de la Figura 3.

En cada punto de muestreo se estableció una parcela rectangular de área fija (parcela R), cuyas dimensiones fueron de 30x90 m (Figura 3, derecha). En el punto de muestreo se situó la esquina inferior izquierda (vértice A) de la parcela R, que se orientó hacia el norte siguiendo su lado más largo. Cada parcela R fue segmentada, in situ por los equipos, en unidades más pequeñas (subparcelas) en el caso de que se identificasen diferentes especies, diferentes estados de desarrollo, diferentes gestiones y/o diferentes usos del suelo. En cada una de estas subparcelas se registró información relativa a los procesos de medición, a las características generales de la subparcela, a los árboles individuales, a la caracterización selvícola, y a el estado sanitario. Además, en un punto interior, equidistante a cada uno de los límites de la subparcela

de forma visual, se estableció una parcela circular de radio 5 m llamada parcela C. En cada una de las parcelas C se registraron variables relacionadas con los pies menores y regenerado y se realizaron transectos lineales de 5 m orientados hacia el norte con el fin de recopilar variables relacionadas con incendios. En la Figura 4 se muestra un ejemplo de parcela R establecida para un punto de muestreo de la red base del inventario piloto, junto con cada una de las parcelas identificadas durante los trabajos de campo y las parcelas C asociadas a cada una de ellas.

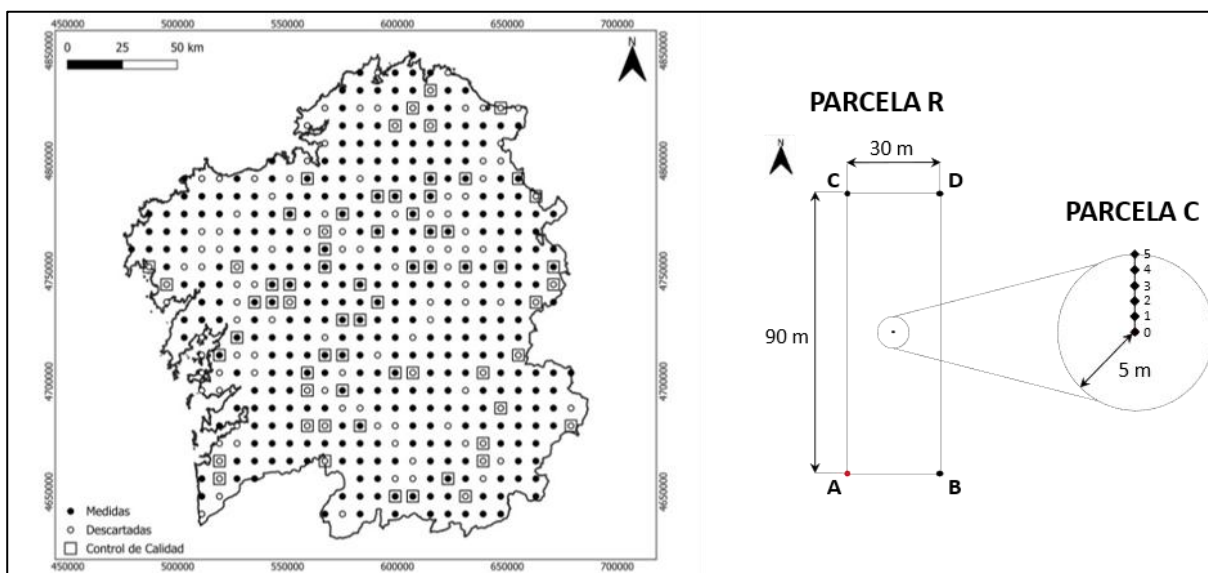


Figura 3. Localización espacial de los puntos de muestreo del inventario piloto del IFCG (izquierda): puntos de muestreo medidos y descartados; puntos de muestreo con control de calidad. Diseño de parcela implementado en el inventario piloto (derecha): parcela R, y parcela C para cada subparcela identificada. Nota: el número y localización de las parcelas C depende de la configuración de las tipologías de bosque de la parcela R.



Figura 4. Ejemplo de parcela R para uno de los puntos de muestreo de la red base del inventario piloto del (izquierda). Subparcelas identificadas en la parcela R, y sus parcelas C asociadas (derecha).

Durante este inventario piloto se ha elaborado un documento que recoge con mayor detalle las pautas de medición de las parcelas de campo del inventario piloto del IFCG y en el cual se recoge el diseño de muestreo, el diseño de parcela y todas las variables a medir. Estas variables se pueden clasificar en dos grupos: variables a nivel parcela y variables a nivel árbol. En el primer grupo, se recogen variables relacionadas con el replanteo y caracterización de la parcela desde el punto de vista forestal, de incendios y fitosanitario. En el segundo grupo, las variables se encuentran relacionadas con la morfología, posición y calidad de la madera, entre otras. Más detalles sobre el registro de variables, y cómo se realizó su medición por parte de los equipos de campo, se pueden encontrar en la última versión del protocolo del inventario piloto del IFCG (Pérez-Cruzado et al., 2022).

Los trabajos de medición fueron llevados a cabo por SEAGA. Los equipos de SEAGA recibieron una formación por parte de la Universidad de Santiago de Compostela con todo lo referente al protocolo y a los procesos de medición en inventarios forestales. Luego, los equipos de SEAGA midieron la red base del inventario piloto entre septiembre de 2020 y diciembre de 2021. En paralelo a estos trabajos de campo, se llevó a cabo un control de calidad implementado por la Universidad de Santiago de Compostela para verificar que se seguían adecuadamente las pautas establecidas en el protocolo de campo, asegurando así la calidad de los datos y obteniendo además información sobre los errores de medición. Durante este proceso de control de calidad, la Universidad de Santiago de Compostela ofrecía, de ser necesario, una formación adicional para mejorar la calidad de las mediciones. En el transcurso del control de calidad, el equipo de la Universidad de Santiago de Compostela realizó el control de calidad en un total de 64 parcelas que fueron medidas o descartadas, lo que supone un 14 % de los 462 puntos iniciales. De estas, 34 parcelas fueron total o parcialmente medidas, suponiendo un 10 % del total de parcelas medidas en el inventario piloto.

3.2.3 Caracterización de la cartografía catastral

En el proyecto de diseño y puesta en marcha del IFCG se ha utilizado como cartografía base el catastro español para la Comunidad Autónoma de Galicia de la Dirección General del Catastro del Ministerio de Hacienda y Función Pública. El catastro consiste en un registro administrativo sobre el cual tiene competencias el estado y que tiene como principal finalidad censar todas las parcelas rústicas y urbanas. Este censo permite que cada una de las parcelas pueda ser localizada y delimitada físicamente en el territorio, además de contener información sobre el uso del suelo y sobre el propietario. Este sistema sirve además para vincular trámites administrativos con el territorio, lo que puede ser empleado para incorporar información adicional al sistema de monitorización forestal.

En julio de 2021 se obtuvieron de la sede electrónica de Catastro las capas vectoriales de parcelas y subparcelas catastrales rústicas de Galicia en formato *ESRI shapefile* (fuente: <https://www.sedecatastro.gob.es/Accesos/SECAccDescargaDatos.aspx>). La información contenida en estas capas vectoriales fue toda la que proporciona el catastro español, exceptuando los datos relacionados con los titulares de las parcelas. El procedimiento de análisis constó de dos pasos: un primer paso que consistió en una clasificación semiautomática de la cobertura forestal de aquellas subparcelas catastrales que presentaban una codificación correspondiente al uso forestal (sección 3.2.3.1), y un segundo paso en el que se obtuvo

información derivada de la cartografía que pudiese servir de apoyo en los procesos de toma de decisiones sobre el diseño de parcela (sección 3.2.3.2).

Se consideraron un total de 370 puntos de la malla sistemática establecida para el inventario piloto del IFCG (ver apartado 3.2.2), sobre los cuales se establecieron ventanas cuadradas de 1x1 km. Estos puntos de muestreo fueron seleccionados sobre aquellos que no se descartaron durante los trabajos de campo, y supusieron una intensidad de muestreo del 1,25 % de la superficie total de Galicia. La cartografía se restringió a 165.024 subparcelas catastrales de clase rústica cuya intersección con el conjunto de ventanas no fue vacía (Figura 5). Sin embargo, solo 163.335 de ellas, asociadas a 362 puntos de muestreo, se consideraron para la clasificación semiautomatizada por satisfacer que más del 90 % de sus áreas originales se conservaron tras el proceso de intersección con la ventana de 1x1 km.

3.2.3.1 Clasificación de usos del suelo

Este proceso se realizó a partir de los puntos de muestreo pertenecientes a la red base del inventario piloto del IFCG (ver sección 3.2.2). Para cada uno de estos puntos se centró una ventana de 1x1 km. A continuación, se restringió la cartografía de subparcelas catastrales rurales a aquellas con clase catastral no urbana y que tuviesen intersección no vacía con las ventanas anteriores. Después se utilizó esta cartografía generada por la intersección de estas subparcelas catastrales seleccionadas y el conjunto de ventanas. En cada una de las subparcelas catastrales resultantes que mantuviese al menos el 90 % de su superficie tras la intersección, se realizó una clasificación semiautomatizada de la cobertura forestal. La metodología de clasificación combinó procesos automáticos y manuales de clasificación de imágenes (Buján Seoane, 2019) y se basó en tres fuentes de datos de teledetección:

- Vuelo LiDAR de baja densidad del PNOA para Galicia. El vuelo LiDAR de baja densidad se realizó durante la segunda cobertura nacional del PNOA entre julio y septiembre de 2015, para la parte oeste de Galicia, y entre agosto de 2016 y febrero de 2017, para la parte este. Los sensores empleados para la recolección de los datos fueron un LEICA ALS60 y un LEICA ALS80 para la parte oeste y este, respectivamente. En ambos casos la densidad nominal de puntos fue de $0,5 \text{ puntos} \cdot \text{m}^{-2}$, con una precisión nadiral horizontal de 0,3 m y una precisión nadiral vertical de 0,2 m. Estos datos fueron descargados en el año 2021 del centro de descargas del Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG) en formato *las* en ficheros que se corresponden a un área cuadrada de 2x2 kilómetros.
- Ortofotos de máxima actualidad del PNOA. Las ortofotos más recientes del PNOA, capturadas en 2020 con una resolución espacial de 0,50 m, se utilizaron para determinar la verdad del terreno para los procedimientos de entrenamiento y prueba del clasificador semiautomático.
- Imágenes de Sentinel-2. Se utilizaron imágenes tomadas por el satélite Sentinel-2 de la ESA, el cual posee una cámara multispectral de alta resolución, entre los meses de enero y julio del año 2020. La resolución de los píxeles de estas imágenes fue de 10 m.

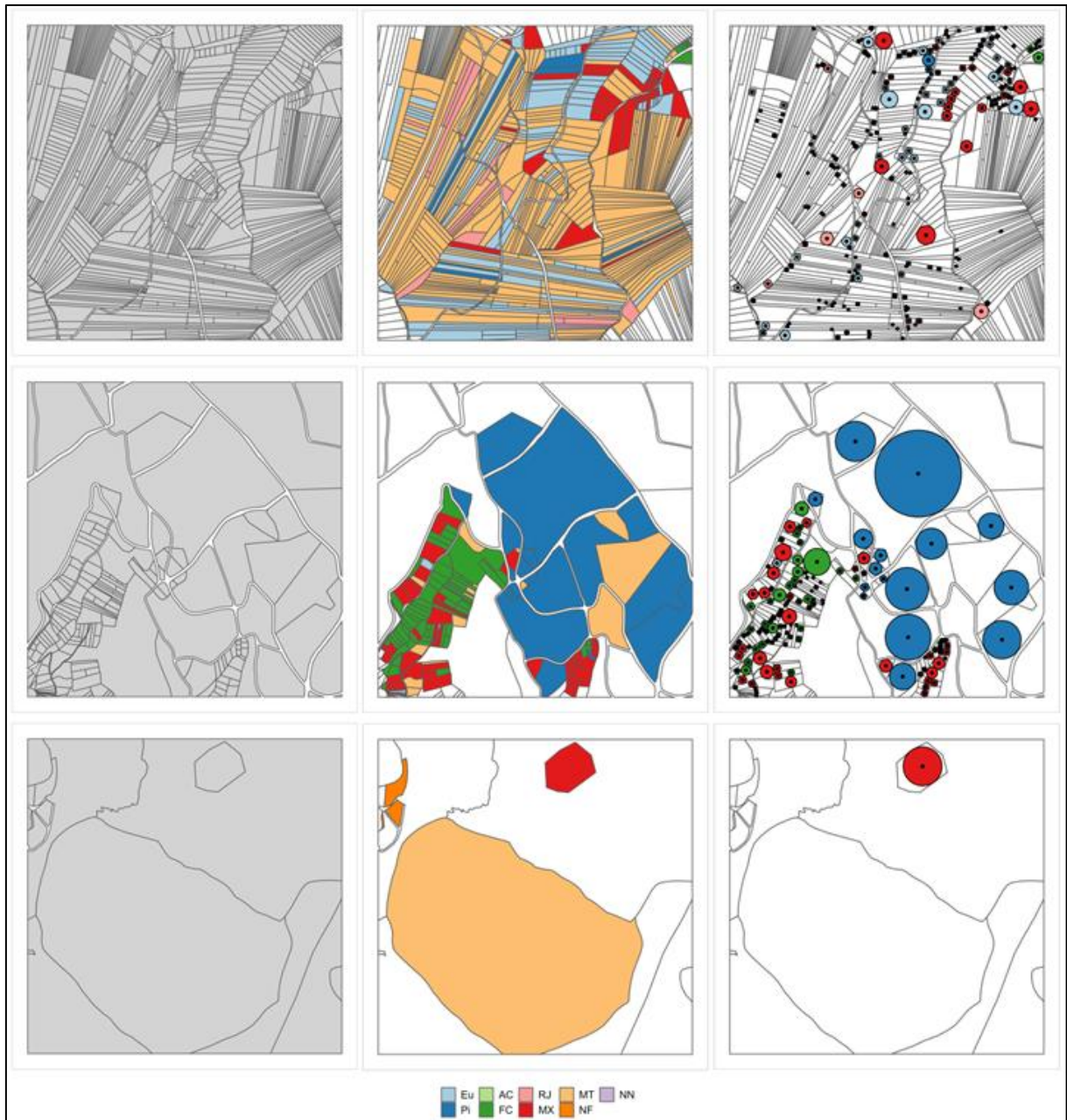


Figura 5. Ejemplos del proceso de caracterización de la cartografía catastral: selección de las subparcelas catastrales rústicas que intersecan con la ventana de 1x1 km (izquierda), clasificación de las subparcelas catastrales con más del 90 % de su área contenida en la ventana de 1x1 km (medio), y cálculo de los incírculos para aquellas de ellas clasificadas como cobertura forestal (derecha). Los colores representan las diferentes clases. Eu: eucalipto; Pi: pino; AC: acacia; FC: frondosa caducifolia; RJ: regenerado; MX: masa mixta; MT: matorral; NF: no forestal; NN: no clasificada.

En primer lugar, se estimó un modelo digital de superficie normalizado a partir de los datos del vuelo LiDAR de baja densidad, donde cada valor de píxel era una predicción de la altura sobre el suelo expresada en metros. A continuación, se calculó un conjunto de índices de vegetación a partir de las imágenes de Sentinel-2, como el ARVI, CI, NDVI, GNDVI y SAVI (Shen & Cao, 2017; Xue & Su, 2017), que se utilizaron para clasificar las subparcelas con una superficie mayor a 400 m². Por último, se computaron los porcentajes de superficie de subparcelas en las que la altura de la vegetación era inferior a 2 m, estaba entre 2 y 5 m, y era

superior a 5 m a partir de los datos del vuelo LiDAR de baja densidad, obteniendo así campos relacionados con la distribución de la altura de la vegetación. Cabe destacar que el área mínima requerida para el cálculo del índice de vegetación era equivalente a cuatro píxeles de Sentinel-2, que se considera el número mínimo de píxeles necesario para la identificación de objetos basada en procedimientos de clasificación de imágenes. Además, los campos de altura de la vegetación se usaron como información auxiliar para la corrección manual de los resultados de la clasificación, como se detalla al final de esta sección, aunque teniendo en cuenta que los valores correspondían al estado de la vegetación en 2015-2017, por lo que la cobertura podría haber cambiado desde entonces.

Las clases de cobertura establecidas fueron: eucalipto (Eu), pino (Pi), acacia (AC), frondosa caducifolia (FC), regenerado (RJ), masa mixta (MX), matorral (MT), cobertura no forestal (NF) y no clasificada (NN). Una subparcela se clasificó como Eu, Pi, AC, FC, RJ o MT cuando más del 70-80 % de su superficie correspondía a una de esas clases de cobertura, en caso contrario, se clasificó como MX. Con respecto a la clase RJ, esta se asignó independientemente de la especie arbórea, si en las ortofotos más recientes se observaba una nueva plantación que no podía identificarse en las imágenes históricas anteriores disponibles. Además, se asignó la clase NN a las subparcelas cuya cobertura no pudo clasificarse. Aparte de eso, se definió un indicador para identificar las subparcelas en las que se observaban varios usos del suelo o coberturas forestales que podían separarse mediante segmentación de la subparcela.

La clasificación de la cobertura terrestre a nivel de parcela se llevó a cabo utilizando el algoritmo *Random Forest* (RF) desarrollado en 2001 (Breiman, 2001) e implementado en el paquete *randomForest* (Liaw & Wiener, 2002) para el software R (R Core Team, 2024). En su fase de entrenamiento, RF construye sucesivamente *n* árboles de decisión basados en un conjunto de observaciones aleatorias generadas a partir de una muestra de referencia. Para este trabajo, se consideró un conjunto de subparcelas catastrales para las que se identificó la cobertura del suelo mediante fotointerpretación de ortofotos y visitas de campo. Aproximadamente dos tercios de estas subparcelas catastrales se utilizaron para el entrenamiento del algoritmo, mientras que el resto se utilizó para la evaluación de la precisión del modelo resultante. Para la construcción de cada uno de los árboles de decisión, cada nodo se divide considerando *m* variables seleccionadas aleatoriamente. El algoritmo busca en cada nodo los valores críticos por encima o por debajo de los cuales se produce un cambio significativo en la probabilidad de presencia. Una vez creados los *n* árboles, la predicción de cada árbol cuenta como un voto para la clase a la que corresponda, de tal forma que la clase que se selecciona como predicción es la que recibe más votos, esto es, la del voto mayoritario. Algunos trabajos mostraron que la precisión general de este clasificador es menos sensible a las variaciones de *n* que a las de *m* (Ghosh et al., 2014). En cuanto al primer parámetro, estudios anteriores han establecido 500 como valor de referencia para *n*, que es el valor por defecto del parámetro cuando se utiliza la función *randomForest* (Gislason et al., 2006; O'Connell et al., 2015). En cuanto al segundo, valores grandes para *m* aumentan el tiempo de cálculo, por lo que el parámetro se fija en la raíz cuadrada del número de variables. En este estudio, los valores para los argumentos *n* y *m* fueron 500 y 5, respectivamente. Por último, es importante mencionar que los resultados de la clasificación automatizada obtenidos mediante el algoritmo RF se corrigieron manualmente utilizando la información disponible, como los campos de alturas de vegetación calculados a partir de los datos LiDAR del PNOA.

Tras este proceso, se ejecutó un análisis descriptivo basado en la superficie de las subparcelas catastrales y la clasificación para caracterizar las propiedades rurales gallegas.

3.2.3.2 Cálculo de incírculos

En geometría, el incírculo es el círculo de mayor tamaño que se puede inscribir dentro de un polígono. Un incírculo puede parametrizarse a partir de su centro y su radio, denominados incentro e inradio, respectivamente. Entre otros polígonos, los triángulos y los polígonos regulares tienen un incírculo único. Sin embargo, la unicidad del incírculo, o incluso su existencia, no está garantizada en todos los polígonos debido al requisito de tener que tocar todas las aristas del polígono. Por esta razón, en este estudio se ha considerado una definición de incírculo menos estricta que la definición geométrica. En lo sucesivo, el incírculo de un polígono denotará el círculo más grande contenido en ese polígono (o cualquiera de ellos, si el incírculo no es único). Según esta definición, está asegurada la existencia de al menos un incírculo que será tangente a varios lados del polígono, aunque no necesariamente a todos ellos.

El radio del incírculo de una subparcela catastral corresponde al radio de la parcela circular más grande que podría establecerse dentro de sus límites. Por consiguiente, se propuso utilizar la información sobre los incírculos asociados a las subparcelas catastrales para apoyar la toma de decisiones en fases posteriores de la fase piloto del IFCG en relación al diseño de las parcelas del IFCG. Específicamente para el cálculo, se ejecutó la función *incircle* del paquete *spatstat.geom* (Baddeley & Turner, 2005) para el software R (R Core Team, 2024) con el fin de obtener los incírculos de las subparcelas catastrales que fueron clasificadas como uso forestal utilizando el clasificador semiautomatizado RF descrito previamente en la sección 3.2.3.1. La función *incircle* facilita la obtención de incírculos para polígonos rectangulares y de incírculos aproximados para polígonos no rectangulares. En ambos casos, se devuelven las coordenadas del incentro y el valor del inradio. Luego, se han obtenido algunos resultados a partir de los valores de inradio obtenidos mediante herramientas de análisis descriptivo.

3.2.4 Estimación de las densidades

Para optimizar la configuración de la parcela con respecto a la eficacia de la adquisición de datos, debe tenerse en cuenta la relación inversa entre el número de árboles que deben medirse (es decir, aquellos para los que se satisface que $d \geq 7,5$ cm, según los protocolos del IFCG) y el tamaño de la parcela de campo. Esta es la razón por la que se calculó una estimación preliminar de la densidad de árboles a partir de los datos del inventario piloto del IFCG (ver sección 3.2.2). Para estimar la densidad se han seguido los siguientes pasos. En primer lugar, se identificaron los grupos de especies arbóreas más relevantes en Galicia (sección 3.2.4.1). A continuación, se aplicó una metodología de estimación del área unitaria de referencia correspondiente a un conjunto de árboles georreferenciados (sección 3.2.4.2). Por último, se estimó la densidad para los grupos de especies de interés seleccionados (sección 3.2.4.3).

Para establecer los grupos de especies arbóreas más relevantes, se utilizaron las subparcelas del inventario piloto clasificadas por los equipos de campo como forestal arbolado según el protocolo de campo. A continuación, se seleccionaron las subparcelas correspondientes a los grupos de especies de interés, y que cumplían los requisitos mínimos para el procesamiento computacional mediante la metodología propuesta (por ejemplo, número suficiente de árboles

para la ejecución de los cálculos, etc.), y se utilizaron para estimar el área unitaria de referencia por árbol y las densidades. A continuación, se describe detalladamente el procedimiento completo.

3.2.4.1 Identificación de los grupos de especies de interés

En primer lugar, fue necesario determinar el grupo de especies arbóreas de interés en función de las características de los bosques gallegos. Para identificar las especies más frecuentes en Galicia y, en consecuencia, establecer los grupos de especies, se realizó un análisis descriptivo de los datos de las 689 subparcelas clasificadas como forestal arbolado en el inventario piloto del IFCG. Los grupos de especies se seleccionaron en base a las especies más frecuentes en términos de la especie dominante en la parcela y del número de árboles con $d \geq 7,5$ cm registrados en el inventario piloto.

3.2.4.2 Estimación del área unitaria de referencia por árbol

Aunque la superficie de las parcelas R del inventario piloto se midió cuidadosamente, la superficie de sus subparcelas se desconocía, ya que sólo fueron delimitadas de forma aproximada por los equipos durante el trabajo de campo por razones de operatividad. Por lo tanto, la estimación de una superficie unitaria de referencia por árbol para estas subparcelas resultó esencial para poder estimar las densidades correspondientes.

Para estimar el área de una subparcela, el primer paso consistió en el cálculo de la posición relativa de cada árbol incluido en la subparcela. Para ello, las coordenadas polares del árbol (valores de acimut y distancia horizontal recogidos durante los trabajos de campo) se convirtieron en coordenadas cartesianas relativas al vértice A de la parcela R correspondiente. Este proceso se realizó en 360 subparcelas de las 689 medidas y clasificadas como forestal arbolado, que pertenecían a los grupos de especies de interés y que cumplían los requisitos computacionales para ejecutar los algoritmos.

En un segundo paso, se realizó el cálculo de los polígonos de Voronoi y la envolvente convexa asociados a las ubicaciones de los árboles mediante las funciones *dirichlet* y *convexhull.xy*, respectivamente, ambas disponibles en el paquete *spatstat.geom* (Baddeley & Turner, 2005) utilizando el software R (R Core Team, 2024). A continuación, para evitar una sobreestimación de la superficie de la subparcela debida al efecto de borde, se seleccionaron los polígonos de Voronoi que estaban completamente dentro de la envolvente convexa. Por último, esta selección de polígonos de Voronoi se unió para generar un único polígono, denominado polígono de referencia. De ahí, el área de la subparcela se estimó como el área de su polígono de referencia. En la Figura 6 se muestra un ejemplo del procedimiento seguido para el caso de una subparcela.

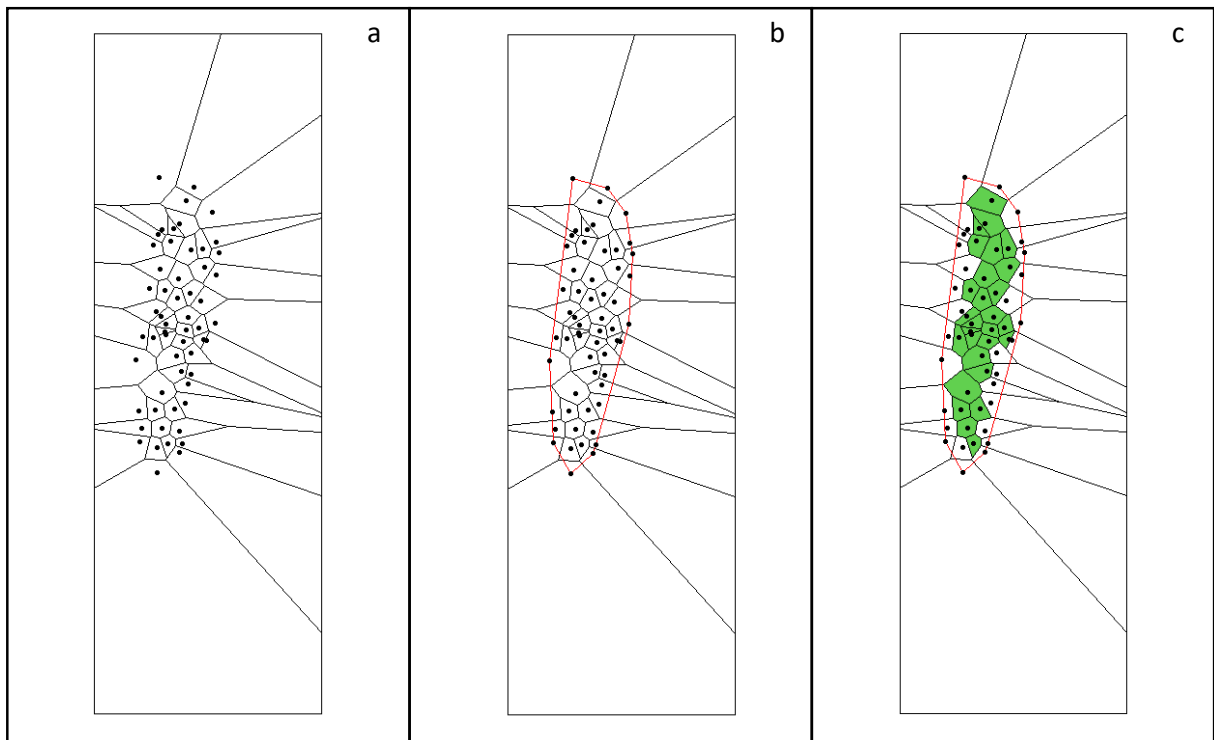


Figura 6. Ejemplo de construcción del polígono de referencia cuando solo hay una subparcela en la parcela R. Cálculo de los polígonos de Voronoi (polígonos negros en el panel a, izquierda) y envolvente convexa (polígono rojo en el panel b, centro) correspondiéndose a la posición de los árboles medidos. Selección de los polígonos de Voronoi completamente comprendidos en la envolvente convexa, uniendo los cuales se genera el polígono de referencia (polígonos con relleno verde en el panel c, derecha).

3.2.4.3 Estimación de la densidad para los grupos de especies de interés

Una vez determinados los polígonos de referencia, se estimó la densidad para cada subparcela de acuerdo con los grupos de especies de interés. Dada una subparcela, la densidad de rodal (N), expresada en número de árboles por hectárea ($\text{árboles} \cdot \text{ha}^{-1}$), fue calculada a partir del número de árboles que se encontraban dentro del polígono de referencia y el área del polígono de referencia en m^2 , siguiendo la siguiente expresión

$$N = \frac{\text{Número de árboles dentro del polígono de referencia}}{\text{Área del polígono de referencia}} * 10.000 \quad (1)$$

Finalmente se realizó un análisis descriptivo de los resultados obtenidos para cada grupo de especies.

3.3 EFECTO DE LOS ERRORES DE MEDICIÓN SOBRE LAS ESTIMACIONES FINALES

El estudio sobre el efecto de los errores de medición sobre las estimaciones finales se ha hecho utilizando como base los datos recogidos durante las mediciones y el control de calidad realizados en el inventario piloto del IFCG.

3.3.1 Control de calidad del IFCG

Durante las mediciones del inventario piloto del IFCG (ver sección 3.2.2) se realizó un proceso de control de calidad por parte de la Universidad de Santiago de Compostela con el fin de evaluar y monitorizar la calidad de las mediciones llevadas a cabo por los equipos de campo. El control de calidad consistió en la remediación total o parcial de 34 parcelas R, lo que supuso aproximadamente un 10 % de intensidad de remediación. Este proceso de remediación fue hecho de forma minuciosa y exhaustiva por un equipo de trabajo con una amplia experiencia en mediciones de parcelas de inventario forestal. Las remediciones se efectuaron transcurrido un breve periodo de tiempo, evitando así que las desviaciones que pudiesen aparecer fuesen debidas a factores externos a la medición. Además, de esta manera las evidencias de los trabajos realizados sobre las parcelas eran más recientes y más fácilmente detectables. Los procedimientos de medición durante el control de calidad fueron efectuados de forma análoga al realizado por los equipos de campo, empleando las mismas técnicas y los mismos aparatos de medición. Con los datos obtenidos en el control de calidad se detectaron anomalías durante los trabajos de campo y se buscó caracterizar los errores de medición enfrentándolos a los datos tomados por equipos de campo.

3.3.2 Caracterización del error de medición en distancia horizontal

Durante el control de calidad, los valores de distancia horizontal fueron medidos desde las mismas posiciones por los equipos de trabajo y el equipo de control, gracias a que las ubicaciones de los puntos de referencia se marcaron de forma permanente con un rejón metálico clavado en el suelo y el cual fue localizado usando un detector de metales.

En este estudio se evaluó cual fue el efecto que tiene el error de medición en distancia horizontal realizando dos asunciones: una asumiendo que el error de medición era aditivo y otra en la que se asumió que este era multiplicativo. Por un lado, el error aditivo (e_{ij}^a , m) para el j -ésimo árbol en la i -ésima subparcela, que es la diferencia entre la distancia horizontal medida por el equipo de control de calidad (HD_{ij}^{QC} , m) y la distancia horizontal medida por los equipos de trabajo. Este error fue calculado como:

$$e_{ij}^a = HD_{ij}^{QC} - HD_{ij}^F. \quad (2)$$

Por otro lado, el error multiplicativo (e_{ij}^m) para el j -ésimo árbol en la i -ésima subparcela fue calculado como

$$e_{ij}^m = \frac{HD_{ij}^{QC}}{HD_{ij}^F} - 1. \quad (3)$$

En ambos casos se asumió que las mediciones realizadas durante el control de calidad fueron el valor real, debido a que estas mediciones se hicieron de forma más pormenorizada posible asegurándose de que se tomaban con la mayor calidad.

Una vez calculados los errores de medición en distancia horizontal, tanto considerándolo aditivo como multiplicativo, se realizó un análisis descriptivo básico y un gráfico de estimación de densidad tipo kernel separando los errores en dos tipologías de distribución espacial de los árboles: una en la que los árboles se distribuyen espacialmente de forma irregular (masas de regeneración natural) que denominaremos masas naturales, y otra en la que distribución de los árboles es de forma regular y proviene de masas de regeneración artificial, plantaciones de aquí en adelante. Luego se realizó el test de Kolmogorov-Smirnov para dos muestras para comprobar la hipótesis nula de que los errores en masas naturales y plantaciones procedían de la misma distribución continua empleando un nivel de significancia (α) de 0,05.

El test de Kolmogorov-Smirnov fue empleado también para contrastar la hipótesis de que los errores de medición en distancia horizontal observados podrían ser parametrizados con alguna de las distribuciones paramétricas más utilizadas, como son la distribución normal, la distribución de Cauchy y la distribución logística. Para ello se ha empleado el mismo α que en el caso anterior. El objetivo de esto fue observar si alguna de estas familias de distribuciones paramétricas se asemejaba a la distribución empírica, haciendo así que la aplicabilidad del estudio fuese mucho mayor.

Todos los análisis estadísticos de este estudio se realizaron empleando el software R (R Core Team, 2024). Los test de Kolmogorov-Smirnov para una y dos muestras fueron realizados utilizando la función *ks.test* del paquete *dgof* (Arnold & Emerson, 2011). Los parámetros de distribución necesarios para el test de Kolmogorov-Smirnov de una muestra se estimaron empleando la función *fitdistr* del paquete *fitdistrplus* (Delignette-Muller & Dutang, 2015). La mayoría de los gráficos de esta sección se desarrollaron utilizando el paquete *ggplot2* (Wickham, 2016).

3.3.3 Computación de las secciones circulares

En cada una de las parcelas R de la red base del inventario piloto del IFCG que presentaban pies mayores en su interior ($n = 305$) se delimitaron secciones circulares (SC) a partir de la bisectriz de cada una de sus esquinas hasta una distancia máxima r , tal que $0 < r \leq r_{max}$, donde $r_{max} = 42,43$ m (Figura 7). El r_{max} es la longitud máxima del radio que se genera con un ángulo de 45° desde la esquina de la parcela hasta el perímetro. Este proceso fue llevado a cabo en las cuatro esquinas de la parcela, obteniendo por lo tanto 4 SC por parcela.

Sea i el índice del conjunto de SC generadas como se mencionó antes y sea T_i^{RP} definido como el conjunto de los identificadores de los árboles pertenecientes a la parcela R que contiene la i -ésima SC. Si la distancia horizontal desde la esquina de la parcela R donde se encontraba la i -ésima SC hasta un árbol $j \in T_i^{RP}$ (HD_{ij} , m) era menor o igual al r de la i -ésima SC, el árbol j se asignaba a la SC. Por lo tanto, el conjunto de identificadores de los árboles pertenecientes a la i -ésima SC puede expresarse en función de r de la siguiente manera

$$T_i(r) = \{j \in T_i^{RP} \mid HD_{ij} \leq r\}, \quad (4)$$

y el número de árboles asignado a la SC es la cardinalidad de $T_i(r)$, denotado por $|T_i(r)|$. Solo las SC con árboles provenientes de un único estrato, es decir, de una única subparcela, fueron

incluidos en el análisis, de esta manera se descartaron aquellas SC con árboles provenientes de varias subparcelas.

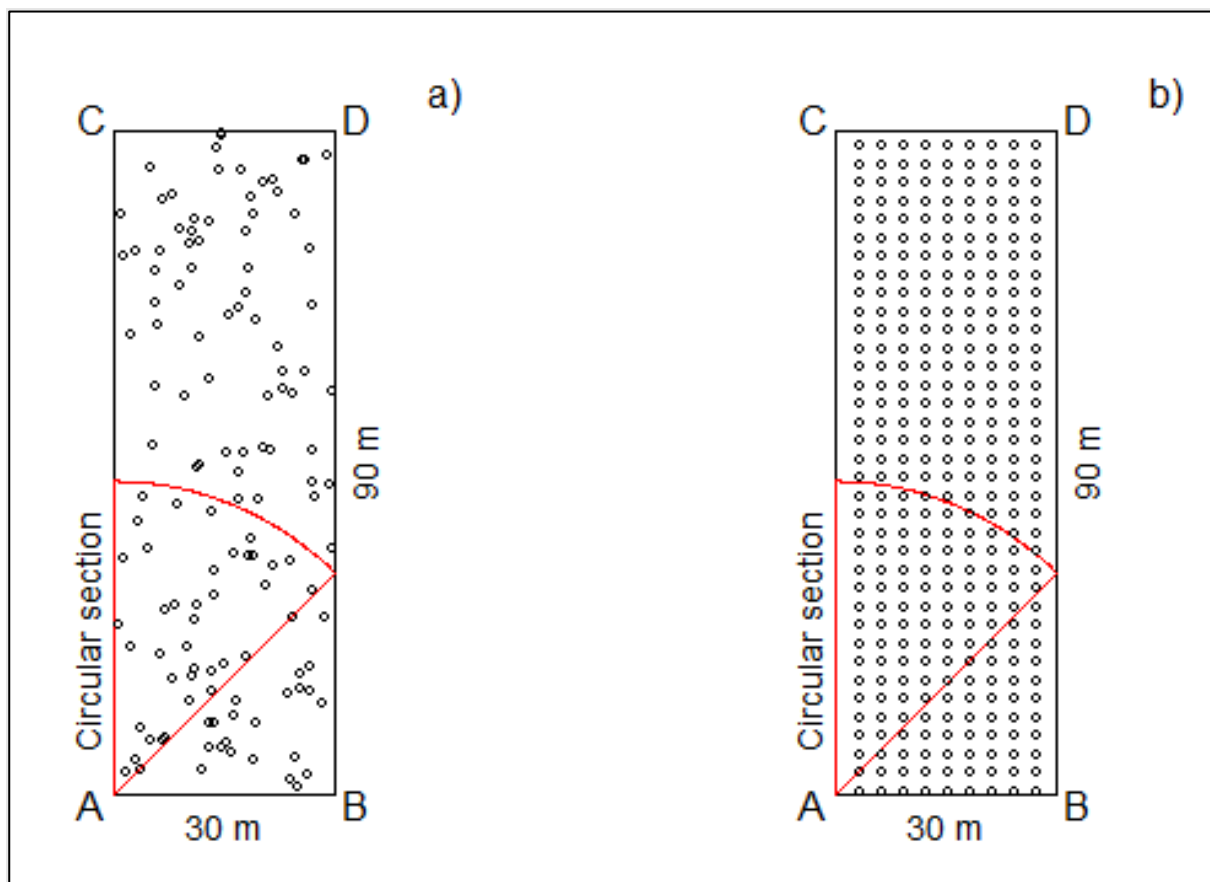


Figura 7. Sección circular formada desde la esquina A de la parcela R con árboles pertenecientes a una única subparcela, de tal manera, que sean de un único estrato. a) corresponde a un estrato proveniente de masa natural y b) proveniente de una plantación.

3.3.4 Estimación de las variables de rodal y simulaciones de Monte-Carlo

Una vez definidas las SC y los árboles asignados a cada una de ellas se procedió a la estimación de las variables de rodal. El volumen (v_j , m^3) y el área basimétrica (g_j , m^2) fueron estimados a individualmente para cada árbol j . En el caso del volumen se emplearon las tarifas de cubicación descritas por (Diéguez-Aranda et al., 2009) y para aquellas especies restantes se emplearon en primera instancia las tarifas de cubicación del IFN y en el caso de no encontrarse en estas tampoco, se empleó la fórmula de Denzin. Luego las variables estimadas fueron agregadas y expandidas a valores por hectárea, de acuerdo con el área de las SC, que se corresponde con 1/8 parte de una parcela circular de área fija de radio r . Por lo tanto, para la i -ésima SC de radio r , el volumen de rodal (V , $m^3 \cdot ha^{-1}$), el área basimétrica de rodal (G , $m^2 \cdot ha^{-1}$) y la densidad del rodal (N , árboles $\cdot ha^{-1}$) fueron calculados de la siguiente manera

$$V_i(r) = \frac{80,000}{\pi r^2} \sum_{j \in T_i(r)} v_j, \tag{5}$$

$$G_i(r) = \frac{80,000}{\pi r^2} \sum_{j \in T_i(r)} g_j, \text{ and} \quad (6)$$

$$N_i(r) = \frac{80,000}{\pi r^2} |T_i(r)|, \quad (7)$$

siendo $T_i(r)$ definido como en la ecuación (4)

Para caracterizar el efecto que tiene el error de medición en distancia horizontal sobre las estimaciones de las variables de rodal en función al tamaño de la parcela circular, se realizaron simulaciones utilizando el método de Montecarlo, donde se variaron los radios de las SC desde los 5 hasta los 35 m ($r_k \in \{5, 6, 7, \dots, 35\}$). El proceso de simulación consistió en obtener nuevos valores de distancias horizontales para cada árbol en cada una de las SC a partir de los valores de distancia horizontal original, sobre el cual se ha añadido el error de medición con arreglo a la distribución de error ajustada (Figura 8). Este proceso de simulación fue ejecutado para las dos tipologías de error planteadas (aditivo y multiplicativo) con 5000 simulaciones para cada tipo de error, sección circular y radio.

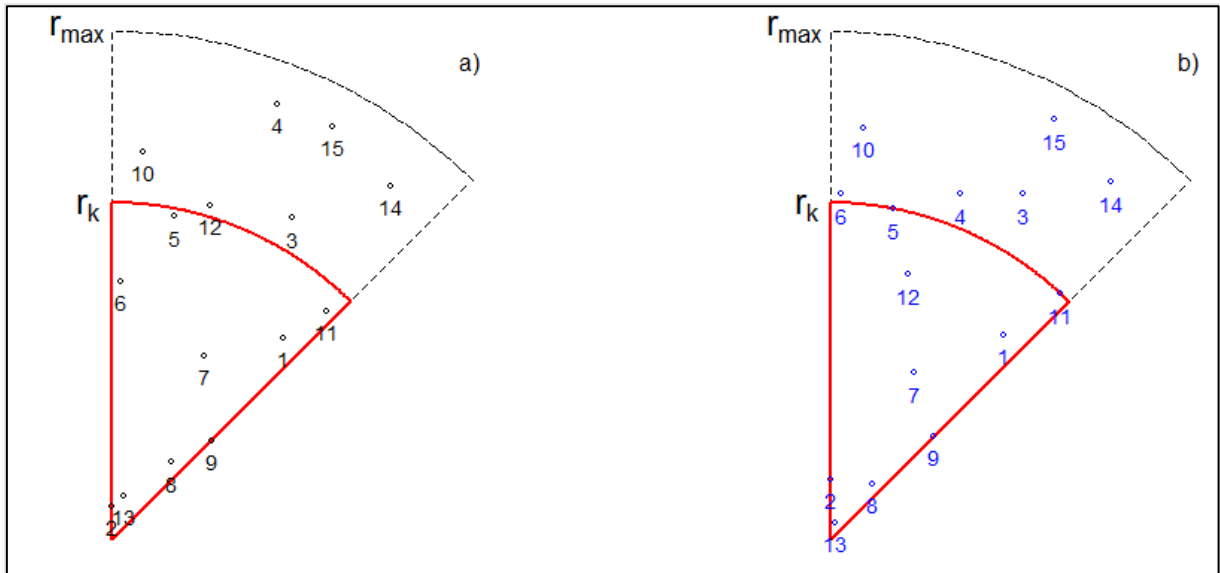


Figura 8. Obtención de nuevos valores de distancia horizontal para cada árbol y SC durante el proceso de simulación: a) posición original de los árboles y b) posición de los árboles tras el proceso de simulación.

Para cada iteración $l \in \{1, \dots, n_{sim}\}$ del procedimiento de simulación se simuló una nueva distancia horizontal (HD) para cada árbol j en la i -ésima SC de radio r_k con arreglo a la siguiente expresión

$$HD_{ijl}^s = HD_{ij} + e_{ijl}^a, \quad (8)$$

siendo e_{ijl}^a el valor del error obtenido a partir de la distribución ajustada con los errores aditivos calculados en la ecuación (2), o de la siguiente manera

$$HD_{ijl}^s = HD_{ij} * (1 + e_{ijl}^m), \quad (9)$$

donde e_{ijl}^m fue generado a partir de la distribución ajustada suponiendo el error multiplicativo como en la ecuación (3). Después V , G y N fueron obtenidos usando las ecuaciones (5), (6) y (7) como

$$V_{ikl} \equiv V_i(r_k), \quad (10)$$

$$G_{ikl} \equiv G_i(r_k), \text{ and} \quad (11)$$

$$N_{ikl} \equiv N_i(r_k), \quad (12)$$

respectivamente, pero reemplazando HD_{ij} por HD_{ijl}^s dentro de la definición de $T_i(r)$ en la ecuación (4).

Con el fin de evaluar cual es el efecto cuando el error de medición en distancia horizontal se incrementa o disminuye, se repitió la totalidad del proceso doblando y dividiendo a la mitad la dispersión de la distribución de los errores de medición en distancia horizontal ajustada. La medida de dispersión considerada fue la desviación estándar.

3.3.5 Efecto del error sobre la estimación de las variables de rodal

En cada iteración del proceso de simulación, el efecto del error en distancia horizontal sobre las estimaciones de variables de rodal en parcelas circulares con radios comprendidos entre los 5 y 35 m fue determinado obteniendo la diferencia entre el valor de la variable de rodal estimado a partir de los datos originales y el valor obtenido tras la simulación.

Específicamente, las diferencias en el volumen de rodal (ΔV_{ikl} , $m^3 \cdot ha^{-1}$), el área basimétrica del rodal (ΔG_{ikl} , $m^2 \cdot ha^{-1}$) y la densidad del rodal (ΔN_{ikl} , árboles $\cdot ha^{-1}$) correspondientes a la l -ésima simulación para la i -ésima SC con radio r_k fueron calculadas como

$$\Delta V_{ikl} = V_{ikl} - V_{ik}, \quad (13)$$

$$\Delta G_{ikl} = G_{ikl} - G_{ik}, \text{ and} \quad (14)$$

$$\Delta N_{ikl} = N_{ikl} - N_{ik}, \quad (15)$$

siendo $V_{ik} \equiv V_i(r_k)$, $G_{ik} \equiv G_i(r_k)$, and $N_{ik} \equiv N_i(r_k)$. Para simplificar la presentación de los resultados, se representaron gráficamente los percentiles 5 % y 95 % de las diferencias por tipología de masa, por tipo de error y por dispersión de la distribución de error ajustada.

3.4 EFECTO ENTRE LA RELACIÓN DE LA VENTANA LIDAR Y LA PARCELA DE CAMPO EN EL AJUSTE DE MODELOS

3.4.1 Parcela S

El área de estudio se encontró en el monte vecinal en mano común de Rodela, Touzón e - Gándaras de Castro situado en comunidad autónoma de Galicia (NO de España). En él se estableció una parcela cuadrada de 400 m de lado, parcela S de aquí en adelante, suponiendo una superficie total de 16 ha (Figura 9). Se asumió que esta parcela fue la población objetivo de este estudio y sobre la que se realizaron todos los análisis en él contemplados.

La parcela S está formada por varios rodales en distintos estados de desarrollo debido a la gestión llevada a cabo en ella. Todos los rodales provienen de una plantación compuesta por una masa mixta de *Pinus radiata* D. Don y *Pinus pinaster* Ait. Además, se encuentran otras especies como *Quercus robur* L., *Quercus pirenaica* Willd., *Castanea sativa* Mill. y *Betula pubescens* Ehrh. con ejemplares distribuidos de forma minoritaria por la parcela.

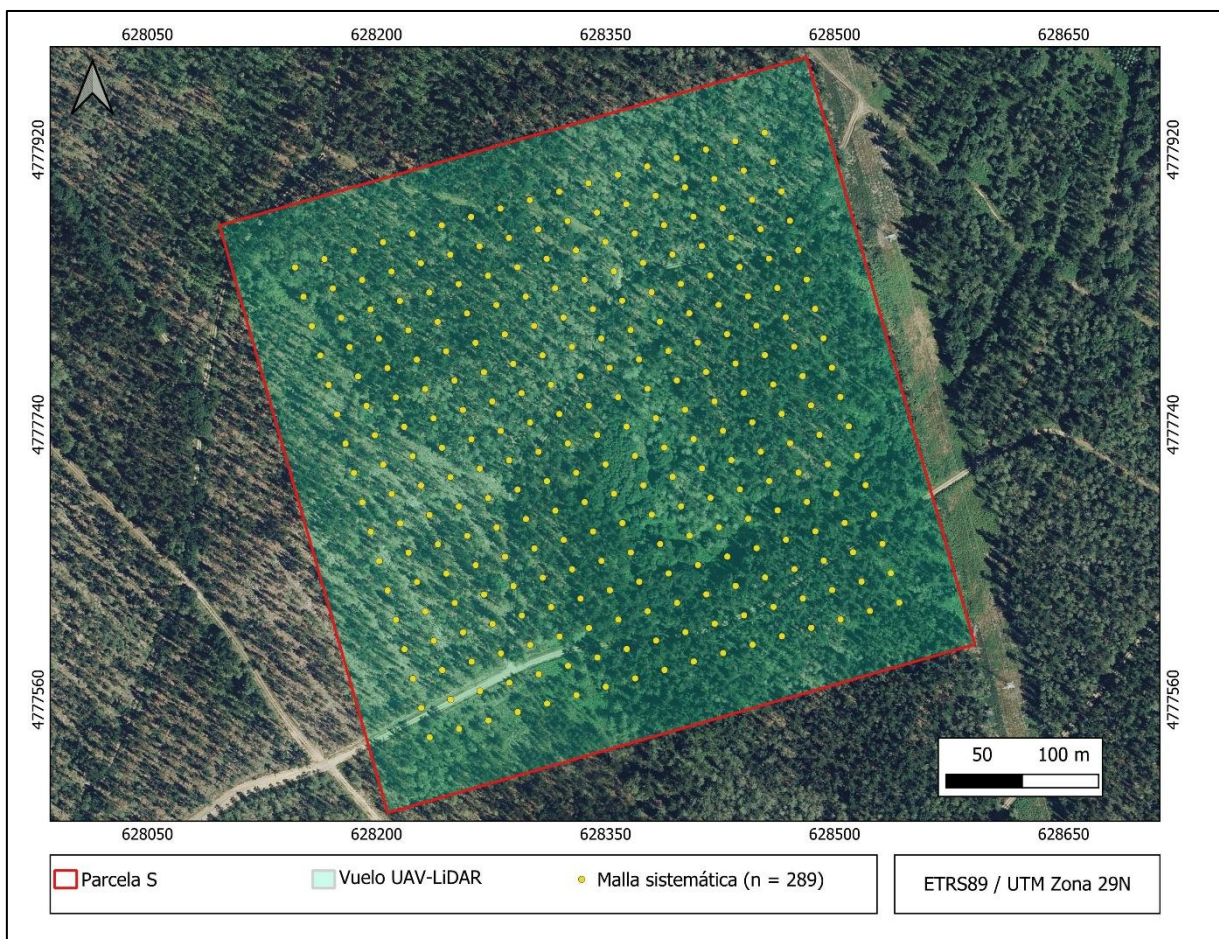


Figura 9. Parcela S, malla sistemática y área de vuelo LiDAR.

En el año 2021 se midieron un total de 6.859 árboles en los cuales se tomaron datos sobre su diámetro normal (d en cm), su altura total (ht en m) y su posición. De esta manera se obtuvo el censo de la parcela S.

El d para cada árbol fue medido utilizando una forcípula con precisión de 0,1 cm y obtenido como la media de dos mediciones perpendiculares entre sí. En el caso de la ht , esta fue medida empleando el hipsómetro electrónico *Vertex IV* de la marca *Häglof Sweeden* que arroja unas precisiones de 0,1 m. La posición de los árboles fue tomada midiendo el rumbo (AZ , °) y la distancia horizontal (HD , m) con una precisión de 0,1° y 0,1 m, respectivamente. Para llevar a cabo las mediciones se empleó el dispositivo láser *Trupulse 360R* el cual consta de un distanciómetro láser y una brújula electrónica. Debido a las dimensiones de la parcela S fue necesario establecer varias estaciones de referencia desde las cuales visar los árboles, estas fueron georreferenciadas con el dispositivo GPS de precisión subcentimétrica *Trimble R2*. La Tabla 1 muestra estadísticos descriptivos para las variables d y ht .

Tabla 1. Estadísticos descriptivos de las variables dasométricas para cada especie o grupos de especies de la parcela S.

Especies	Variable	Mín.	Media	Mediana	Máx.	Desv. Típ
<i>Pinus radiata</i> (4.378 árboles)	d (cm)	1,4	28,6	29,6	74,5	12,4
	ht (m)	1,4	21,6	23,4	37	8
<i>Pinus pinaster</i> (1.301 árboles)	d (cm)	2,3	26	26,4	56,3	9,8
	ht (m)	2	14,9	16,3	29	5,5
Otras especies (1.180 árboles)	d (cm)	4,1	12,5	11,3	48,9	6,4
	ht (m)	2,7	12,8	13,5	28,7	4,6

Mín.: mínimo. Máx.: máximo. Desv. típ.: desviación típica. IQR: rango intercuartílico.

Para este estudio se estableció una malla sistemática de 20x20 m centrada y orientada de acuerdo con la parcela S (Figura 9). La extensión de la malla fue contenida en el interior de un polígono de 360x360 m. En cada punto de la malla sistemática se estimó el volumen de rodal (V , $m^3 \cdot ha^{-1}$) para un conjunto de parcelas circulares de área fija con radios (r_f) comprendidos entre los 5 y 40 m. El V fue estimado agregando los volúmenes individuales de los árboles incluidos en cada parcela y expandidos a valores por hectárea. Para el volumen de cada árbol (v , m^3) se emplearon las tarifas de cubicación descritas en Diéguez-Aranda et al. (2009).

3.4.2 Sensores remotos

En mayo de 2021 se realizó un vuelo LiDAR mediante vehículo aéreo no tripulado después de haber realizado un desbroce mecanizado en la totalidad de la parcela, coincidiendo de esta manera las mediciones dasométricas con los datos de teledetección. Para el vuelo se empleó el sistema *Phoenix Aerial Scout-16*, formado por el sensor LiDAR *Velodyne VLP-16* y una base móvil RTK de doble antena. El sensor fue configurado en el modo de doble retorno, registrando así el primero y último retorno. Todo el sistema fue montado a bordo de hexacóptero *DJI s900 UAV*. El número total de retornos registrados en la nube de puntos fue de algo superior a 94 millones, dando una densidad de puntos media de 577 puntos $\cdot m^{-2}$ (FD). Además, a partir de esta nube de puntos, en este estudio, se obtuvo otra nube de menor densidad (0,5 puntos $\cdot m^{-2}$), LD de aquí en adelante.

Las métricas LiDAR fueron calculadas de la misma manera que en el caso del V , empleando el conjunto de parcelas circulares de área fija con radios (r_l) comprendidos entre los

5 y 40 m y tras la normalización de la nube de puntos. El modelo digital del terreno (*MDT*), usado en el proceso de normalización, fue construido a partir de la interpolación espacial basada en la Triangulación de Delaunay, la cual realiza una interpolación lineal con cada triángulo. Para el cálculo de las métricas y el proceso de normalización se empleó el paquete *lidR* (Roussel et al., 2020; Roussel & Auty, 2024). Se obtuvieron un total de 74 métricas relacionadas con la elevación, cobertura e intensidad.

3.4.3 Ajuste y evaluación de los modelos

Después de estimar el V y las métricas LiDAR, se realizó un ajuste de modelos para todas las combinaciones posibles entre los distintos r_f y r_l , dando un total de 1.296 modelos. Se escogió un modelo lineal simple (ecuación 16) empleando el V de la parcela i -ésima como variable dependiente

$$V_i = \beta_0 + \beta_{i1}X_{i1} + \beta_{i2}X_{i2} + \dots + \beta_{in}X_{in} + \varepsilon_i, \quad (16)$$

donde β_i es el coeficiente de regresión y X_{in} es la variable independiente de la parcela i -ésima.

En la Figura 10 se muestra cual fue el proceso de ajuste de los modelos llevado a cabo en este estudio. El primer paso consistió en realizar una transformación Box-Cox (Box & Cox, 1964) para cada métrica LiDAR, excepto las métricas que tuvieron valores negativos, las cuales no pueden ser aplicadas en las transformaciones Box-Cox. Para ello se empleó el paquete de R *MASS* (Ripley, 2024; Venables & Ripley, 2002). Luego, aquellas métricas transformadas que mostraron colinealidad fueron descartadas del proceso de ajuste. Asimismo, la colinealidad fue estudiada para cada métrica LiDAR con el fin de asegurar la independencia de las variables independientes en los modelos lineales. La colinealidad fue evaluada empleando el paquete de R *collinear* (Benito, 2023a, 2023b). Con las variables resultantes, se realizó un proceso de selección haciendo una búsqueda exhaustiva, comprobando todas las combinaciones posibles y seleccionando la solución óptima. Esto se realizó utilizando la función de R *regsubset* del paquete *leaps* (Miller, 2024). El máximo número de variables independientes para el ajuste de los modelos se estableció en 8 y se eligió aquella que combinación que presentó mejores valores de R^2_{adj} . Después, se realizó el ajuste de los modelos y se evaluaron de acuerdo con los estadísticos de bondad del ajuste que se muestran en la Tabla 2.

El R^2 es otro indicador de la bondad del ajuste y está directamente relacionado con la covarianza de las variables y el producto de sus desviaciones estándar, es decir,

$$R^2 = \frac{\sigma_{XY}^2}{\sigma_x^2 \sigma_y^2}, \quad (17)$$

donde σ_{XY}^2 es la covarianza de (X, Y) , σ_x^2 es la varianza de X y σ_y^2 es la varianza de Y . En este sentido, la covarianza y el producto de las desviaciones estándar entre la variable independiente y las variables dependientes fueron calculadas para cada combinación.

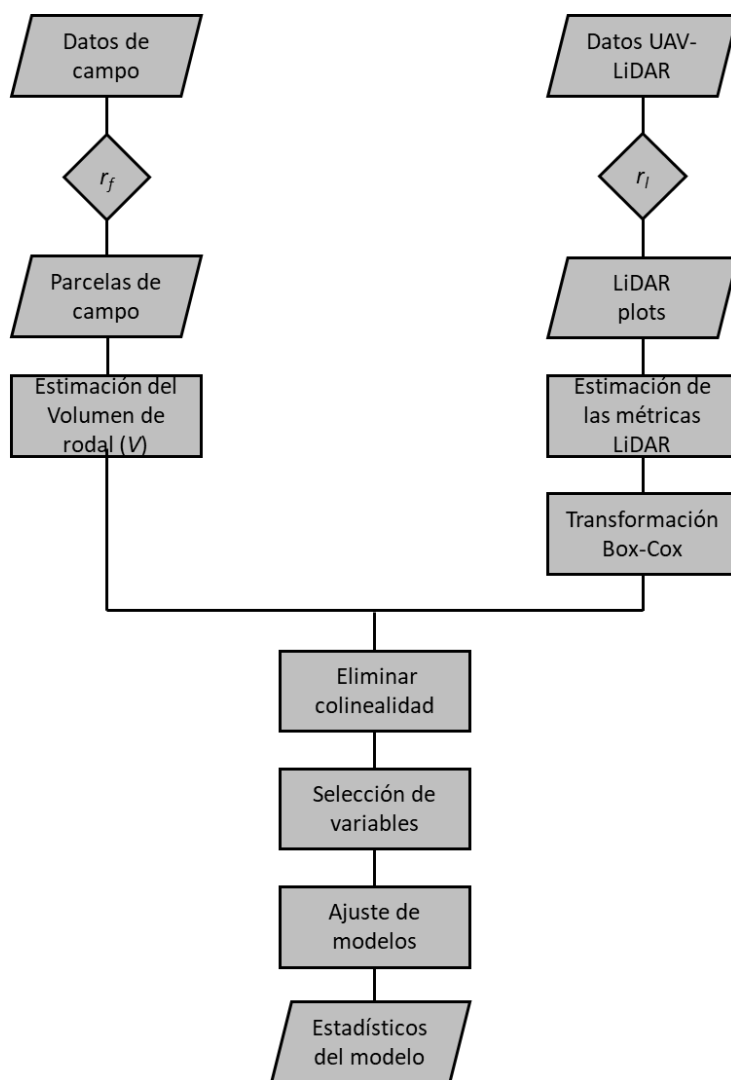


Figura 10. Esquema del proceso de ajuste de los modelos.

Tabla 2. Estadísticos de bondad del ajuste de los modelos.

Estadístico	Expresión
R^2_{adj}	$1 - \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y} - \bar{y})^2}{\sum_{i=1}^n (y - \bar{y})^2} \left(\frac{n-1}{n-p} \right)$
$RMSE$	$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y - \bar{y})^2}{n-p}}$

Los coeficientes de regresión dan información de la relación que existe entre la variable dependiente e independiente, indicando cuanto cambia la variable dependiente si cambia una unidad la variable independiente. El coeficiente de una variable no es directamente comparable con el coeficiente de otra, por lo que para poder compararlas fue necesario realizar una estandarización de los coeficientes.



$$\beta' = \beta * \frac{S_{x_i}}{S_y}, \quad (18)$$

donde β' es el coeficiente estandarizado, β es el coeficiente obtenido en el ajuste, S_{x_i} es la desviación estándar de la variable independiente y S_y es la desviación estándar de la variable dependiente.

Algo similar ocurre cuando se quiere comparar el comportamiento de las diferentes variables usadas en este estudio. Muchas de ellas no son comparables entre sí, debido a su naturaleza o magnitud. Es por eso por lo que en este estudio se reescalaron cuando se realizaron comparaciones a nivel variable, por ejemplo, la velocidad de cambio

$$x'_i = \frac{x_i - \min(x_i)}{\max(x_i) - \min(x_i)}, \quad (19)$$

donde x'_i es la variable reescalada y x_i es la variable.

4. RESULTADOS

* La sección 4.5 se ha reproducido parcialmente de: Rodríguez-Ruiz, J.^a, Martínez-Calvo, A.^a, Pérez-Cruzado, C.^a (2025). Designing circular fixed-area plots in large-scale forest inventories: effect of horizontal distance measurement uncertainty and tree position pattern. *Canadian Journal of Forest Research*, 55, 1-14. ISSN: 1208-6037. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2024-0307>

^a Proyectos y Planificación (PROEPLA), Departamento de Producción Vegetal y Proyectos de Ingeniería, Escuela Politécnica Superior de Ingeniería, Campus Terra, Universidade de Santiago de Compostela, 27002 Lugo, Spain.

4. RESULTADOS

En este apartado se detallan los resultados alcanzados en cuanto a:

- La propuesta metodológica de gestión de proyectos adaptada a los sistemas de monitorización forestal y vinculada con el objetivo 1 (ver secciones 4.1 y 4.2).
- La caracterización de las necesidades de información y la población objetivo, relacionada con el objetivo 2 (ver secciones 4.3 y 4.4).
- La evaluación del efecto de los errores de medición en distancia horizontal sobre las estimaciones finales de las variables de rodal, la cual se vincula con el objetivo 3 (ver sección 4.5).
- El estudio del efecto de los tamaños de la ventana LiDAR y la parcela de campo cuando se ajustan modelos empleados en la inferencia basada en modelos o asistida por modelos, lo cual se encuentra alineado con el objetivo 4 (ver sección 4.6).

4.1 PROCESO DE DISEÑO Y PUESTA EN MARCHA DE SISTEMAS DE MONITORIZACIÓN FORESTAL

En base a la experiencia adquirida durante el desarrollo del IFCG, se han definido una serie de procedimientos que pueden servir como pauta para el desarrollo de nuevos sistemas de monitorización forestal a gran escala.

La decisión de acometer un sistema de monitorización forestal es lo que motiva el inicio del proceso de diseño y, por lo tanto, se puede considerar como la primera etapa del proyecto. Esta etapa tiene una gran relevancia y, en la mayoría de los casos, viene motivada por un mandato político, por imperativo legal o por una demanda de información por parte del sector forestal o la sociedad. Disponer de una adecuada caracterización de los interesados y de las circunstancias que desencadenan la decisión de acometer un sistema de monitorización forestal es de mucha utilidad para la gestión del proyecto, ya que ayuda a entender el grado de compromiso de los distintos agentes. Una vez surge la necesidad o idea se da inicio al proceso de diseño del sistema de monitorización forestal.

La propuesta de sistematización del proceso de diseño y puesta en marcha de sistemas de monitorización forestal a gran escala se divide en los siguientes cuatro bloques, que se corresponden con procesos diferenciados y relacionados: i) definición del alcance, ii) evaluación de alternativas, iii) planificación del diseño y iv) ejecución del proceso de diseño. A continuación, se describen en detalle estos procesos:

- **Bloque I. Requisitos del sistema de monitorización forestal**

En este bloque se encuentran las actividades que tienen como objetivo principal situar el proyecto y definir las características principales del proyecto y del producto de forma tentativa y aproximada. En esta fase las actividades que se llevan a cabo son:

- Documentar las circunstancias de inicio del proyecto.
- Identificar los interesados clave y sus necesidades de información.
- Estudiar si el sistema está alineado con los objetivos estratégicos de la organización.
- Asignar los roles del proyecto.

- Describir de forma aproximada los requisitos de alto nivel relacionados con el alcance, los plazos, los costes y la calidad.

- **Bloque II. Estudio de las alternativas**

El segundo bloque recoge las tareas relacionadas con la evaluación de las posibles alternativas para dar respuesta a los objetivos del sistema de monitorización forestal. En el transcurso de este bloque deben llevarse a cabo las siguientes actividades:

- Recopilar información previa sobre sistemas anteriores o actuales.
- Evaluar las diferentes alternativas.

- **Bloque III. Diseño del sistema de monitorización forestal**

El tercer bloque está formado por las actividades que hacen referencia a la planificación de las tareas más relacionadas con aspectos técnicos de diseño. En este bloque el nivel de detalle de la definición de las tareas es muy elevado e implica que la participación de la parte técnica sea muy intensa. Las actividades llevadas a cabo durante esta fase son:

- Recopilar información adicional sobre la población objetivo.
- Definir detalladamente el alcance y los requisitos funcionales.
- Establecer el diseño muestral.
 - Marco muestral.
 - Tipo de muestreo.
 - Tamaño muestral.
- Establecer el diseño observacional.
 - Tipo de parcela.
 - Tamaño de parcela.
 - Variables a observar, medir y/o estimar.
 - Proceso de recopilación de las variables.
- Establecer el diseño estimacional.
 - Metodología de inferencia.
 - Fuentes de información auxiliares, si procede.
- Definir las pautas de medición.
 - Protocolos de campo.
 - Manuales de medición y dispositivos a emplear.
 - Estadillos de campo.
 - Material formativo para el personal de campo.
- Definir la metodología y las herramientas de cálculo.
- Establecer las pautas de obtención de la información auxiliar, si procede.
 - Información de sensores remotos.
 - Información de bases de datos auxiliares.
- Diseñar los entregables.
 - Formato de los entregables.
 - Información incluida.
- Diseñar el control de calidad.
- Fijar el plan de implementación en la organización.

- Diseñar infraestructuras.
- Realizar estimación de tiempos, costes y recursos necesarios.
- Definir la programación de las actividades.

- **Bloque IV. Implementación del primer ciclo del sistema de monitorización forestal**

El cuarto bloque concierne a la ejecución de las actividades planificadas en el bloque anterior. Las actividades llevadas a cabo en este bloque son las que consumen la mayor parte de los recursos del proceso de diseño y puesta en marcha de un sistema de monitorización forestal. Las actividades por acometer en esta fase son las siguientes:

- Formar al personal de campo.
- Realizar las tareas de medición y recopilación de variables.
- Obtener los datos de fuentes de información auxiliar.
- Ejecutar el control de calidad.
- Formar al personal técnico de gabinete.
- Realizar la estimación y el cálculo (inferencia).
- Elaborar informes y entregables.
- Desarrollar las infraestructuras.
- Transferir los resultados.

Por último, existen un conjunto de tareas relacionadas con el control y seguimiento de todo el proceso, que son transversales a todo el procedimiento de diseño y puesta en marcha de sistemas de monitorización forestal. Algunas de estas actividades son: procesos de auditoría, planes de gestión de cambios, gestión de las incidencias o toma de decisiones. También es fundamental llevar a cabo actividades relacionadas con la gestión de comunicaciones, ya que resulta estratégico para el proyecto que la información se traslade de forma eficiente y eficaz.

4.2 PROPUESTA DE METODOLOGÍA DE GESTIÓN DE PROYECTOS PARA SISTEMAS DE MONITORIZACIÓN FORESTAL

En este apartado se presenta una propuesta metodológica para el proceso de diseño y actualización de inventarios forestales resilientes a gran escala basada en la metodología PM². Esta propuesta se elaboró en base a la experiencia adquirida en el proceso de diseño del IFCG. No se ha incluido dentro de la propuesta la fase de explotación, la cual no tiene un fin definido a priori, incumpliendo la definición de proyecto y convirtiéndose en un servicio. La propuesta metodológica se basa en PM², si bien algunos elementos concretos han requerido ciertas modificaciones debido a la complejidad y características diferenciales de este tipo de proyectos.

4.2.1 Ciclo de vida

Aunque el ciclo de vida de PM² se adecúa a esta tipología de proyectos, en esta propuesta metodológica se expone con una mayor definición cada una de las fases, adaptándolas a las particularidades de los sistemas de monitorización, pero siempre apoyándose en la metodología PM².

Todo el ciclo de vida es en sí mismo un proceso en el que cada una de sus fases contiene un conjunto de subprocesos que buscan dar cumplimiento a los objetivos de la fase. Es por eso

por lo que el primer paso es comprender a qué hace referencia el término proceso en este trabajo. Un proceso, descrito de forma sintética, cuenta con unos insumos o *inputs* al inicio, sobre los cuales se realizan un conjunto de acciones y que dan como resultado una o varias salidas u *outputs*. Lo más habitual es que ambas partes del proceso, la solicitante y la proveedora, suministren un conjunto de insumos sobre los cuales la parte proveedora realizará una serie de operaciones y proporcionará una salida.

Como se ha comentado en la sección 3.1.2 de este documento, el ciclo de vida de PM² cuenta con 4 fases, además de la de seguimiento y control: fase de inicio, fase de planificación, fase de ejecución y fase de cierre. En el marco de nuestra propuesta metodológica se exponen cuatro fases que, en base a las experiencias adquiridas, todo diseño y puesta en marcha de sistemas de monitorización forestal debe tener para asegurar un alto grado de éxito. Estas fases no son análogas a las fases metodología de PM², sino que difieren de ellas para reflejar adecuadamente el flujo de trabajo del diseño y puesta en marcha de un sistema de monitorización forestal. En particular, definen todo el proceso y recogen cómo cada una de estas fases se imbrica en la metodología PM². Las fases del sistema de monitorización propuestas son: la identificación de los requisitos y restricciones del sistema de monitorización forestal, el estudio de posibles alternativas, el diseño de sistemas de monitorización y, por último, la implementación del primer ciclo del sistema (Figura 11).

Cabe decir aquí que, posteriormente a la fase de cierre, existe otra fase que se encuentra fuera del ciclo del proyecto, y que corresponde a aquella en la que el proyecto está ya finalizado y entregado a la parte solicitante, y se encuentra en explotación (Figura 11). Es en esta fase en la que los entregables del proyecto generan el valor esperado. Sin embargo, no se incluye esta fase dentro del ciclo del proyecto por no tener un fin definido, puesto que en general este tipo de sistemas se diseñan para estar en funcionamiento el mayor tiempo posible.

4.2.2 Requisitos del sistema de monitorización forestal

Todo sistema de monitorización forestal, como cualquier otro proyecto, surge de una idea o necesidad. Concretamente, estas necesidades suelen venir en estos casos propiciadas por imperativo legal de un ente superior, por una demanda de información por parte de la sociedad o por ambos motivos. Es importante que en la primera fase de todo sistema de monitorización forestal se identifique correctamente cuál es el motivo que inicia el proceso de diseño, ya que puede llegar a condicionar de forma fuerte todo su transcurso. Para ello está esta primera fase, que cuenta con los siguientes procesos:

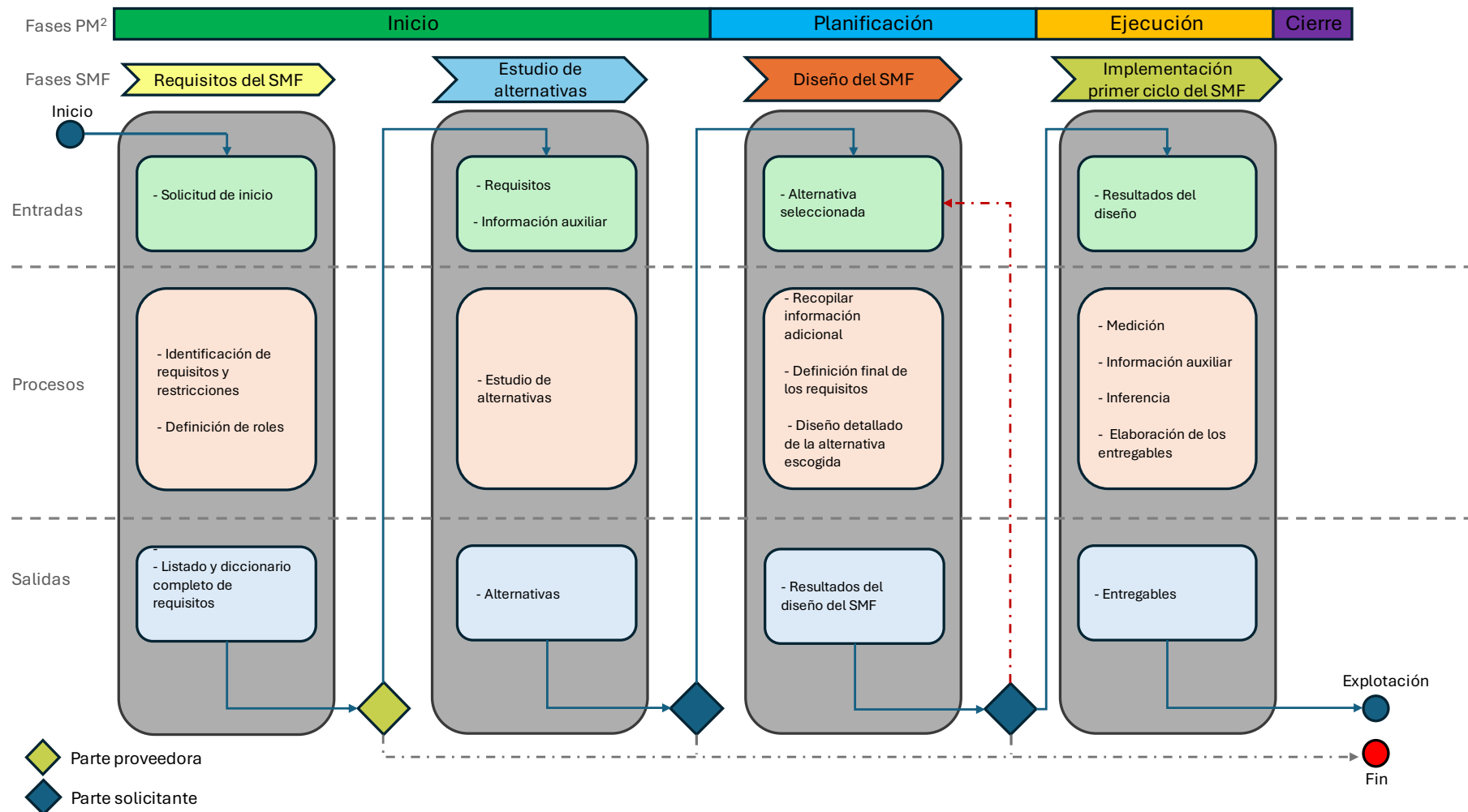


Figura 11. Adaptación del ciclo de vida para los sistemas de monitorización forestal y sus procesos basándose en la metodología PM². Nota: se ha utilizado la abreviatura SMF para referirse a los sistemas de monitorización forestal por cuestiones gráficas.

- **Definición de los roles**

Para poder conocer los requisitos y restricciones, el primer paso consiste en identificar cuáles son las partes interesadas que van a intervenir en el proyecto y definir cuál va a ser su rol dentro de la estructura de gobernanza que recoge esta propuesta. Aquí, a diferencia de la metodología PM² en la que se establece que la matriz de partes interesadas se elabora en la fase de planificación, se considera necesario comenzar con este proceso de forma mucho más temprana. Cabe recordar en este punto que los sistemas de monitorización forestal no son un fin en sí mismos, sino una respuesta a unas necesidades de información planteadas por unos interesados, los cuales hay que caracterizar adecuadamente y de forma precoz, e involucrar en la medida de lo posible en las decisiones técnicas.

Pudiera parecer que esta es una tarea sencilla, donde está claramente definida cual es la parte solicitante y cual la parte proveedora, incluso antes de iniciar el proyecto. No obstante, es muy importante realizar de forma pormenorizada este proceso, ya que la identificación de los potenciales usuarios del sistema de monitorización no está tan clara y, al final de todo, es a estos a quiénes van destinados los resultados del proyecto. Muchas veces un proyecto no fracasa en términos de gestión y ejecución, sino en la aceptación final de los usuarios. Es por eso por lo que esta primera fase es crucial para asegurar una buena acogida de los productos originados, y para poder identificar adecuadamente los requisitos y restricciones del proyecto.

- **Identificación de los requisitos y restricciones**

Este proceso es uno de los más importantes en todo el diseño del sistema de monitorización. Es fundamental identificar todos los requisitos que se establecen, ya que estos definirán el alcance del proyecto. A ellos se debe prestar gran atención, dado que el diseño del sistema de monitorización debe satisfacer en el mayor grado posible el cumplimiento todas estas necesidades.

En la mayor parte de los casos, es inevitable que las partes interesadas participantes en el proceso tengan necesidades contrapuestas por lo que es necesario realizar una ponderación asignándole un mayor peso sobre el total a ciertas necesidades. En este sentido, las matrices poder-interés son herramientas que pueden ser útiles, pero hay que tener en cuenta que no todos los usuarios tienen el mismo nivel de conocimiento y uso de los sistemas de monitorización forestal, por lo que algunos de los requisitos planteados pueden no estar adecuadamente reflexionados, independientemente de cuál sea el poder o el interés de los interesados.

En esta primera fase ambas partes, solicitante y proveedora, deben aunar todos los esfuerzos posibles para detectar cuáles son las necesidades que demanda la sociedad en materia forestal. Una vez realizada esta fase, la parte proveedora es quien debe hacer un proceso de revisión y decidir si tiene toda la información necesaria para pasar a la siguiente fase. A pesar de que la parte proveedora es la encargada de traducir las necesidades de información en elementos de diseño concretos y que, por lo tanto, debe de tomar la decisión de en qué momento dispone de la información suficiente para iniciar el proceso de diseño, corresponde a la parte solicitante asegurarse de que todos los interesados clave han sido considerados. Lejos de lo que pudiera parecer, esta es una tarea enormemente compleja, ya que hay una parte de los interesados que no será capaz de definir de forma adecuada cuáles son sus necesidades de

información o los criterios funcionales de los productos. De hecho, en ocasiones, solo estará en disposición de hacerlo cuando disponga del producto final. Algunas alternativas para solucionar este problema son la repetición de este proceso de forma cíclica, hasta que se cumplen las necesidades de los interesados (algo conceptualmente similar a lo que se hace en los proyectos gestionados mediante metodologías *agile*), o la utilización de inventarios piloto como herramienta de apoyo para definir en detalle las necesidades de información.

Siguiendo la dinámica de PM², al finalizar esta fase el valor (respuesta a necesidades de información) que se espera que genere el proyecto debe estar claro y adecuadamente entendido por todos los agentes. Cabe decir aquí que hay múltiples soluciones técnicas que aportan el mismo valor, por lo que el trabajo técnico que queda por delante es el estudio de la alternativa más eficaz para generar dicho valor.

4.2.3 Estudio de las alternativas

Ya identificadas todas las partes interesadas del proyecto, así como los requisitos y restricciones, se deben estudiar las diferentes alternativas de diseño posibles que generen el mismo valor. Durante esta segunda fase el proceso principal es establecer diferentes alternativas a considerar y evaluarlas de forma minuciosa.

En algunos casos pudieran existir ya sistemas de monitorización activos en la zona de estudio que pueden constituir la base para la solución a las necesidades demandadas, o existir sistemas de monitorización forestal para zonas tan análogas a la de estudio que pudiera ser viable la adopción directa de las mismas soluciones metodológicas. Pudiera ocurrir también que la mera recopilación, combinación o elaboración de distintas fuentes de información ya existentes fuera suficiente para generar el valor esperado. En estos casos, sería desaprovechar recursos el considerar un diseño o un sistema de monitorización forestal completamente nuevo. El estudio de los sistemas de monitorización forestal existentes también ayudará a un adecuado diagnóstico técnico de aquellos elementos que no funcionan de forma adecuada y pueden ser mejorados.

Sea como fuere, este proceso debe ser un proceso exhaustivo barajando todas las opciones posibles, tratando de no dejar ninguna fuera y buscando siempre la eficiencia del sistema. De esta fase, se obtendrá un conjunto de alternativas y será la parte solicitante la que debe tomar una decisión sobre en qué alternativa va a fundamentar su sistema de monitorización, basándose siempre en el aporte técnico de la parte proveedora. Una vez tomada la decisión y elegida una de las alternativas posibles, se pasaría a la siguiente fase.

4.2.4 Diseño del sistema de monitorización forestal

El objetivo principal de esta fase es desarrollar el diseño de la solución escogida con un mayor detalle.

El primer proceso de esta fase consiste en recopilar información auxiliar lo más completa posible, con el fin de caracterizar de forma detallada la población objetivo. El procedimiento habitual es obtener información de fuentes ya existentes si fuese posible o, por el contrario, realizar un inventario piloto. Esto último es lo más aconsejable para obtener información, ya

que son múltiples las incógnitas que se pueden resolver con un inventario piloto a la hora de diseñar un sistema de monitorización.

El diseño del inventario piloto debería asegurar la representatividad de toda la población objetivo y recoger la mayor variabilidad posible del ecosistema forestal. Esta parte del diseño va a consumir una cantidad importante de los esfuerzos por lo que debe estar perfectamente balanceada para que no sea demasiado costosa y comprometa al proyecto.

Además de caracterizar la población objetivo, este inventario piloto ayudaría a conocer las capacidades de los medios disponibles y, de alguna manera, permitiría perfilar esos componentes del sistema de monitorización forestal, los cuales van a ser utilizados durante la implementación del sistema. Por ejemplo, un inventario piloto permite conocer y monitorizar cómo trabajan los equipos de medición y, a su vez, permite que esos equipos se vayan formando, reduciendo así los tiempos en la fase de implementación.

Otra funcionalidad del inventario piloto es que se puede realizar un proceso de control de calidad con el que, además de formar y monitorizar los equipos, podemos hacer un modelo de propagación de errores que nos ayude en la toma de decisiones sobre el diseño definitivo.

Asimismo, es importante recopilar información sobre todos los productos de teledetección disponibles y en el caso de disponer de varios productos evaluar cual es el que mejor desempeño pudiera presentar a la hora de satisfacer las necesidades demandadas.

Una de las mayores demandas hacia los sistemas de monitorización forestales actuales es la interoperabilidad entre distintas fuentes de información. Durante esta fase deben invertirse también esfuerzos en buscar diferentes fuentes y bases de datos disponibles, e intentar integrarlas en el sistema. En ocasiones, las administraciones públicas, que son principalmente quienes desarrollan este tipo de sistemas de monitorización, disponen de una gran cantidad de bases de datos que se encuentran segmentadas en diferentes organizaciones, encontrándose inconexas. A menudo estas bases de datos albergan información muy valiosa que, con un bajo nivel de esfuerzo se podría implementar al sistema, y que podría dar respuestas a necesidades de información demandadas ahorrando una cantidad considerable de recursos. Además, la interoperabilidad debe ser entendida también desde la perspectiva de los usuarios de la información que aportará el sistema de monitorización forestal. Por ello, se deberían invertir esfuerzos en que los datos cumplan la estructura y los estándares de los inventarios forestales a gran escala, lo que incluye no solo las variables a medir y su estructura en las bases de datos, sino también las unidades de medida y la resolución en las observaciones.

Una vez se tiene toda esta información auxiliar, el siguiente paso consiste en realizar ya el diseño definitivo como tal. En esta fase se decide el diseño muestral, el diseño observacional y el diseño estimacional, tratando de cumplir con los objetivos del sistema de monitorización forestal. Como vimos anteriormente, de estos proyectos se demanda que sean eficientes y que tengan una buena capacidad de resiliencia. En este sentido, es preciso destacar que esta es una de las fases más importantes, porque finalmente es en ella en la que se va a determinar el esfuerzo necesario para llevar a cabo cada ciclo de la fase de explotación. El diseño debe estar pensado para que cualquier cambio (legislativo, social, económico, etc.) pueda ser incorporado

con el menor impacto posible sobre el sistema y la organización, esto es, el sistema de monitorización forestal debería ser, en la medida de lo posible, resiliente.

Por otro lado, los sistemas de monitorización forestal, al igual que el resto de los sistemas, debe ir actualizándose de forma periódica, respondiendo a nuevas necesidades y adaptándose a nuevos avances tecnológicos, que en el mundo de la teledetección ocurren a gran velocidad. Cabe hablar aquí por lo tanto de la obsolescencia de los sistemas de monitorización forestal, lo que no es un tema menor en el actual contexto de cambio de la mayor parte de los NFIs de Europa para adaptarse al futuro reglamento europeo (Comisión Europea, 2023a). Por los motivos ya expuestos, se deben de tomar medidas para asegurar que el diseño seleccionado permita actualizaciones en su configuración, yendo en sintonía con los avances de la ciencia y de la técnica, especialmente con aquellos en el ámbito de la teledetección.

En conclusión, el diseño debe proporcionar un sistema de monitorización forestal modulable, que permita una gran adaptabilidad y resiliencia ante medios dinámicos, e intentando reducir al máximo la obsolescencia del sistema.

4.2.5 Implementación del primer ciclo del sistema de monitorización forestal

Una vez definidos los elementos de diseño del sistema de monitorización forestal, se pasa al proceso de implementación sobre la población objetivo. Durante este proceso se van a consumir gran parte de los esfuerzos y es donde todos los roles del proyecto que se encuentran en las capas de gestión y ejecución deben colaborar de manera estrecha para asegurar el cumplimiento de los objetivos del proyecto.

Este proceso consiste principalmente en la recopilación de los datos de campo, la recopilación de información auxiliar (por ejemplo, productos de teledetección), el procesado y análisis de los datos, la aplicación de los métodos de inferencia, y la elaboración de los entregables finales.

Durante esta etapa también se realizan actividades de formación continuada a todos los agentes que participan en el proceso de implementación y que finalmente quedarán en la fase final.

Una vez finalizado este primer ciclo, se realizaría la aceptación de los entregables por parte del PP, dando así cierre a todo el proceso de diseño de monitorización forestal y pasando ya a la fase de explotación.

4.2.6 Gobernanza

Un elemento clave en cualquier proyecto es la adecuada identificación de las partes interesadas que en él intervienen. Aquellos interesados que participan en los órganos de gobernanza son los que tienen que ser identificados y caracterizados de forma más temprana. A este respecto es fundamental que la parte solicitante, antes de iniciar el proyecto de diseño y puesta en marcha del sistema de monitorización forestal o en sus etapas más incipientes, tenga clara cuál va a ser la estructura orgánica sobre la que recaerá el producto una vez ejecutado el proyecto, asegurando de esta forma que: i) en el proceso participen las personas que tendrán la responsabilidad de explotar el proyecto, ii) los responsables de la parte técnica (parte

proveedora) entienden adecuadamente los requisitos y restricciones, y iii) se produce una transición adecuada a la fase de explotación una vez finalizados los entregables.

En términos generales, los roles y la estructura de la gobernanza definidos en la metodología PM² se ajustan a las características de los proyectos de diseño de sistemas de monitorización forestal. Por lo tanto, definir de forma clara quién ocupa cada rol en la estructura de gobernanza durante el proceso de diseño y puesta en marcha de los sistemas de monitorización forestal es clave para asegurar una buena gestión del proyecto, y debe hacerse lo más prontamente posible.

Ciñéndose a la estructura de gobernanza de PM², el OGP en los sistemas de monitorización forestales a gran escala habitualmente está ocupado por administraciones públicas con un marcado carácter político y que, como poder ejecutivo, son quienes toman las decisiones al más alto nivel sobre el sistema de monitorización forestal. En este sentido, cabe destacar que el proceso de diseño y puesta en marcha de un sistema forestal es un proceso que habitualmente supera en plazo de ejecución al periodo legislativo de un gobierno. Por ello, un factor muy importante es asegurarse de que las decisiones a nivel estratégico estén alineadas con las decisiones que se tomen sobre el sistema de monitorización forestal, evitando así que estas estén condicionadas por los devenires políticos que pudieran suceder durante el transcurso del proyecto, afectando a sus objetivos y a su estructura de gobernanza.

En la capa rectora de los sistemas de monitorización forestal también existe el CDP, que está formado por los roles de las capas de dirección y gestión. Como se ha visto en la sección 3.1.1, estos roles están ocupados por agentes que se encuentran en la parte solicitante y en la parte proveedora. Aunque las dos partes deban salvaguardar las diferentes perspectivas que tienen sobre el proyecto (la parte solicitante debe centrarse fundamentalmente en asegurar que el proyecto genera el valor esperado, mientras que la parte proveedora debe centrarse en los entregables del proyecto), ambas deben sumergirse en un proceso armonioso que vele por el adecuado cumplimiento de los objetivos globales del proyecto.

Independientemente de si se trata de un sistema de monitorización forestal de carácter público o privado, los roles correspondientes a la parte solicitante dentro del CDP deberían ser personas con experiencia en sistemas de monitorización forestal, especialmente el RN. Ello es debido a la elevada tecnificación que presentan los actuales sistemas de monitorización forestal en cuanto al uso de distintas fuentes de información (incluyendo distintas tecnologías de teledetección y captura de datos en campo) y métodos de inferencia (basada en diseño, y basada o asistida por modelos).

En lo que respecta a la parte proveedora, esta suele ser ocupada por entidades de carácter público o privado con habilidades científico-técnicas que les permiten desarrollar una solución al proyecto planteado, como pueden ser centros de investigación o universidades. Por lo tanto, estas entidades ocuparían el rol de PS en la capa de dirección. Generalmente estos roles suelen estar representados por las personas que se sitúan jerárquicamente arriba en ambos órganos, pero podría designarse a cualquier otra persona que pertenezca a la entidad. De la misma manera, en la parte solicitante, el PP suele ser una persona que ocupa una posición relevante dentro de la organización solicitante. En el caso de los sistemas de monitorización forestal suelen ser personas que tienen cargos políticos en materia forestal.

En la capa de gestión del proyecto se encuentran el RN por la parte solicitante y el DP por la parte proveedora. Quizás estos dos sean los roles más importantes en términos de coordinación de las actividades que contempla un sistema de monitorización forestal, ya que son los que están en el día a día del proyecto, y quienes van a tomar las decisiones en primera instancia, sobre todo aquellas relacionadas con la parte operativa. Un factor clave en estos dos roles es que los perfiles que los ocupen deberían tener un grado de conocimiento alto en metodologías de gestión de proyectos, para asegurar una correcta gestión de las tareas que en ellos se delegan. De no ser así, sería aconsejable tener un rol que diese soporte en la gestión del proyecto.

El RN en los sistemas de monitorización forestal debería estar ocupado por aquella persona que va a ser el más alto responsable técnico dentro de los encargados de explotar el producto que genera el proyecto, después de la fase de diseño y puesta en marcha. Al igual que el PP este rol suele estar ocupado por una persona perteneciente al órgano administrativo y sobre el que va a recaer el sistema de monitorización forestal.

El rol de DP en este tipo de proyectos debería ocuparlo una persona con un grado de experiencia alto en materia de sistemas de monitorización forestal y que lógicamente pertenezca a la parte proveedora.

Por debajo de la capa de gestión estaría la última capa, que sería la capa de ejecución. En esta se encuentran el GIN y el ECP. Como se ha mencionado en la sección 3.1.1, el GIN está formado por diferentes roles pertenecientes a la parte solicitante y en los que al menos deben estar el RN y el RU, mientras que el ECP estaría formado por roles que provienen de la parte proveedora y en el que debe estar el DP y todos los roles que formen parte de la elaboración de los entregables.

A priori se podría pensar que el agente encargado de medir las parcelas de campo de los sistemas de monitorización podría estar enmarcado en la parte proveedora, más concretamente en el ECP, pero esto no es así. Como se ha mencionado anteriormente, la fase de explotación carece de fin y está constituida por sucesivos ciclos en los que se realizan mediciones de campo. Por este motivo, tiene todo el sentido que la entidad encargada de estas mediciones se encuentre en el GIN, como un rol que suministra de información al sistema una vez finalice el proceso de diseño y puesta en marcha. En todo caso, la medición de las parcelas de campo debe depender funcionalmente de la parte solicitante, aunque no forme parte de ella formalmente.

Desde la aparición de las TIC es recomendable contar con un rol que se encargue de la adecuada operación tecnológica de los sistemas de monitorización forestal. Este rol, aunque opcional, juega un papel importante en los sistemas de monitorización forestal hoy en día, ya que condiciona en cierta medida aspectos relacionados con la ejecución de las tareas y la información resultante, por ejemplo, puede determinar el formato de dicha información. Al igual que el responsable de la medición de parcelas de campo, esta entidad estará en el GIN porque continuará haciendo que todos los resultados e información del servicio prestado se encuentre al alcance de los usuarios durante la fase de explotación.

En PM² no se encuentra ningún rol opcional en el que encajar los dos casos explicados anteriormente (entidad que realiza los trabajos de campo y proveedor de TIC). Es por eso por

lo que en esta propuesta metodológica se incluye un nuevo rol opcional denominado Proveedor de Servicios Gestionados (PSG), que sería una entidad que realiza un conjunto de tareas y operaciones de forma continuada prestando así un servicio al cliente. Normalmente estas entidades son contratadas para un periodo largo de tiempo, y mediante fórmulas de contratación que permiten esta provisión permanente de servicios. Por lo tanto, en un sistema de monitorización forestal, en base a lo ya planteado, habría por lo menos dos PSG: uno relacionado con las mediciones de campo y otro relacionado con las TIC.

Un rol que no puede faltar en el GIN son los RU. Los sistemas de monitorización forestal habitualmente son proyectos de carácter público, por lo que su fin principal es satisfacer al conjunto de la sociedad a la cual que se les va a prestar un servicio. Con este fin los RU deben participar de forma activa en todo momento y velar por que el servicio resultante del proyecto cumpla gran parte de las necesidades que de él se demanden. Muchas veces en los proyectos de diseños de sistemas de monitorización forestal, los RU están formados por agentes que tienen intereses contrapuestos en cuanto a la priorización de variables de interés, error objetivo, escalas espaciales y/o temporales (entre otros muchos elementos), por lo que es necesario remarcar que no se deben de crear muchas expectativas sobre la unanimidad en la definición de requisitos o recomendaciones por parte de estos agentes. Sin embargo, los RU son clave a la hora de asegurarse una adecuada interacción entre la entidad proveedora de la información resultante del sistema de monitorización forestal (parte solicitante en la Figura 12) y los usuarios de esta.

Todos estos roles que forman el GIN se encuentran dentro de la parte solicitante, por lo que es ella a quien corresponde coordinarlos y gestionarlos para la eficaz evolución del proyecto. En este sentido la parte proveedora utilizará la información proveniente del GIN como entradas para el diseño y puesta en marcha del sistema de monitorización forestal, así como para velar de que el sistema sigue siendo eficaz en la provisión de información al sector durante la fase de explotación, una vez finalizada la ejecución del proyecto (Figura 11).

En aras de mostrar transparencia, solidez metodológica y reconocimiento externo a todo el proceso de diseño y puesta en marcha de los inventarios forestales, así como para asegurar que el producto cumpla con los estándares establecidos, esta propuesta metodológica aboga por la existencia de un rol, la Auditoría Externa (AE), que audite la adecuada calidad científica y técnica del proyecto (Figura 12). Independientemente de si existe formalmente un ente que ejerza este rol, como pudiera ser el caso del organismo de la Unión Europea que vele por el cumplimiento de la propuesta de Reglamento Europeo (Comisión Europea, 2023a) cuando entre en vigor, se recomienda su existencia en todos los procesos de diseño de sistemas de monitorización forestal. Este aspecto es especialmente relevante en la actualidad, ya que algunos de los desarrollos de NFIs incluyen métodos de inferencia o tecnologías muy avanzadas, por lo que es importante que exista el adecuado consenso científico sobre su idoneidad para las características concretas del proyecto. Cabe decir además que lo ideal sería que el rol AE trabajase de la forma más directa posible con los componentes del equipo del proyecto que posean atribuciones de calidad. En los casos más complejos, se recomienda que el rol de PM² Aseguramiento de la Calidad de Proyecto (AdC) se constituya como tal y trabaje de forma muy cercana con el rol AE, tal y como se muestra en la Figura 12. El AdC se situaría dentro del Equipo de Soporte a Proyecto (ESP) que es un rol opcional que proporciona apoyo al proyecto como, por ejemplo, gestionar la documentación.

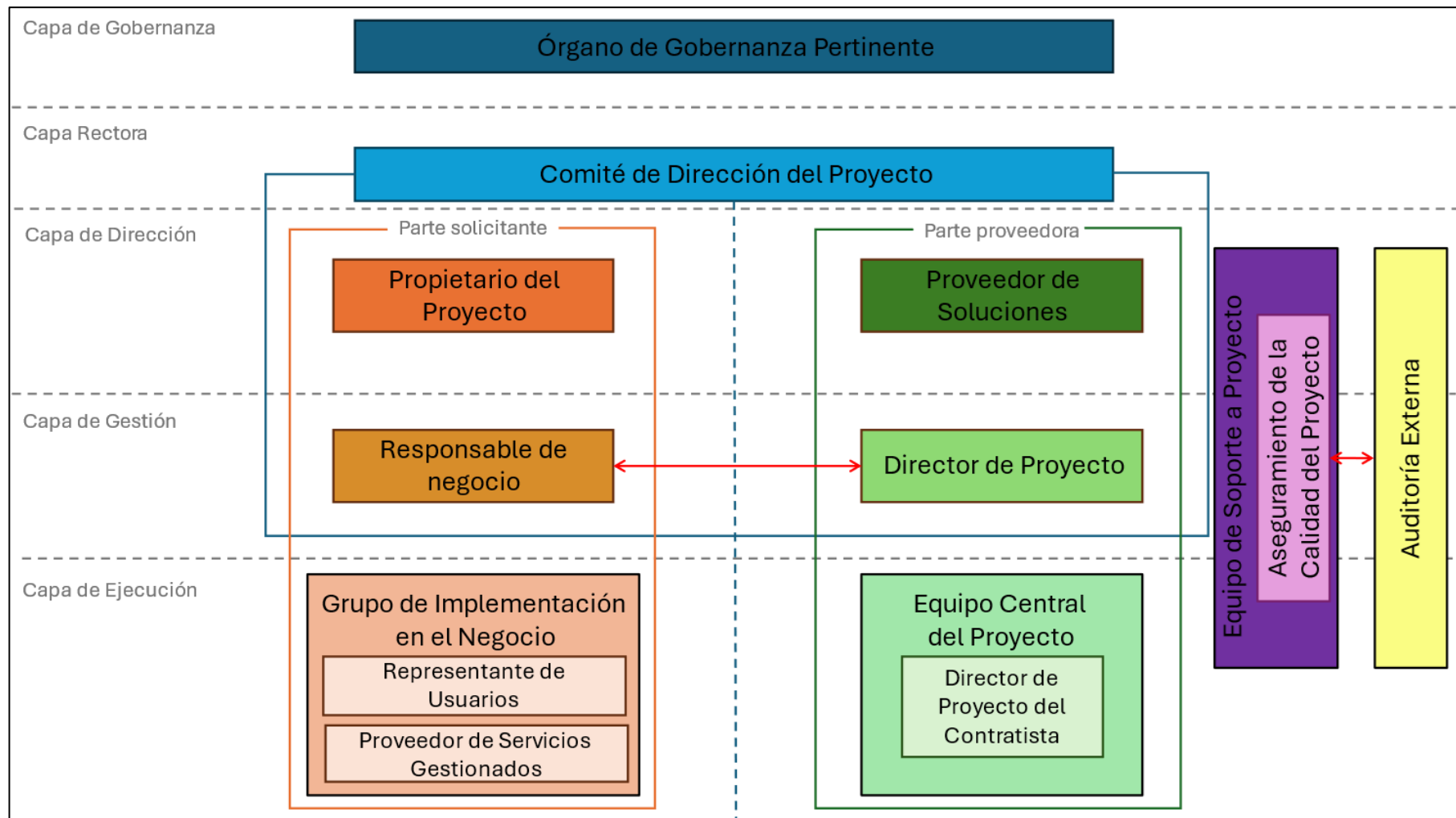


Figura 12. Esquema de la gobernanza para la propuesta metodológica de gestión de proyectos aplicada a los sistemas de monitorización. Elaboración propia adaptada de Comisión Europea (2021).

Desde luego, cada sistema de monitorización es un sistema particular y en esta propuesta se han citado los roles principales y que comúnmente se encuentran en el proceso de diseño y puesta en marcha de un sistema de monitorización, quedando la estructura de gobernanza tal y como se resume en la Figura 12. Por tanto, puede suceder que en un determinado sistema de monitorización forestal aparezcan otros roles opcionales que en esta propuesta no hayan sido contemplados, especialmente dentro del GIN, el ECP o el ESP.

4.2.7 Entregables del proyecto

Determinar cuáles serán los entregables resultantes de un proyecto es un factor determinante en el proceso de definición del alcance. A este respecto, los entregables son algo muy particular de cada proyecto y deben definirse de forma exclusiva según las necesidades que de él se demanden. Cada uno de los entregables debe pasar por un proceso de negociación entre la parte solicitante y la parte proveedora, adoptando aquella opción que se considere más favorable para ambas.

No obstante, esta propuesta metodológica no trata de imponer cuales son los entregables que debe tener un sistema de monitorización forestal, sino solo orientar en cuanto a que entregables pueden favorecer un buen desarrollo del proyecto. Por ello, se exponen algunas acciones que deberían ser consideradas y solventadas mediante entregables particulares, con el objetivo de asegurar una buena consecución e implementación del proyecto.

Muchas veces un elemento limitante a la hora implementar un sistema de monitorización forestal desde cero es la falta de personal cualificado que pueda hacerse cargo de la explotación del producto generado. A este respecto se considera necesario que el diseño de sistema de monitorización cuente con un entregable que contemple la formación continua de personal cualificado desde las primeras fases del proyecto. De esta manera se garantiza que la implementación del proyecto sea eficaz y sin impactos negativos sobre la organización receptora. Para una adecuada implementación y explotación de los entregables, el mantenimiento y consolidación de todos los agentes involucrados en estas fases es algo extremadamente importante, ya que en caso contrario todos los esfuerzos invertidos en actividades formativas a lo largo del proceso serían en vano, y no se podrían aprovechar adecuadamente las lecciones aprendidas.

Por consiguiente, en esta propuesta se considera que el entregable formativo debe estar presente en el diseño y puesta en marcha de los sistemas de monitorización forestal y que debe dar cumplimiento a los aspectos que se detallan a continuación.

- **Formación del personal de medición**

Una actividad indispensable en todos los sistemas de monitorización forestal es la recogida de datos de campo, ya que es sobre estos datos sobre los cuales se sustenta todo el sistema, siendo una cuestión crucial que el personal que lleve a cabo esta labor esté debidamente capacitado para hacerlo sin poner en riesgo la calidad y trazabilidad de los datos. Desde este punto de vista, esta propuesta apunta a que esta formación debe realizarse de forma continuada durante todo el ciclo de vida del proyecto. Los objetivos de esta formación continua son crear una masa crítica de personal cualificado que recoja toda la información de la forma más

homogénea y objetiva posible, siguiendo las pautas establecidas, y resolver aquellas dudas que se puedan plantear durante las labores de medición, ya que una de las grandes desventajas de trabajar con medios tan dinámicos como son los sistemas forestales es que existe una gran variabilidad de casuísticas, que es imposible recoger en los protocolos de medición y que necesitan de cierta interpretación para poder registrar la información correctamente.

- **Formación de los agentes que intervienen en el negocio**

Al igual que en el caso de la recogida de datos, es necesario contar con personal cualificado que sea capaz de realizar todas las tareas intermedias que existen en la ejecución de los resultados de un sistema de monitorización forestal. En esta fase formativa se propone una única actividad al final de la etapa diseño e implementación en el que se les explique cuáles son las tareas por desarrollar y la dinámica de la fase de explotación. En este tipo de proyectos se da por supuesto que estas tareas van a recaer sobre personal que ya tiene adquiridas las habilidades y capacidades para realizar cada uno de los pasos propuestos. Por poner un símil, sería como si un prestigioso chef elabora una carta gastronómica para un restaurante, donde él solamente se encarga de definir cuáles son los pasos a seguir en cada una de las elaboraciones, asumiendo que los cocineros del restaurante tienen las capacidades culinarias para elaborar cada uno de los platos de la carta.

- **Formación de los usuarios finales**

Al final de todo, el éxito de un producto lo marca el usuario final y en este sentido los sistemas de monitorización no son diferentes. El principal éxito de cualquier sistema de monitorización forestal es el entendimiento y uso de los principales productos que se generan durante la fase de explotación. Muchas veces estos proyectos en términos de gestión y ejecución son perfectos, pasando todos los criterios de éxito planteados para el proyecto, pero fracasan en la parte de transferencia de los resultados debido al desconocimiento que los usuarios tienen sobre los resultados obtenidos.

Con el fin de asegurarse de que esto no ocurra y de que el servicio/producto sea un éxito, debería plantearse la realización de actividades formativas o jornadas en las que se alleguen los logros alcanzados a todo el público potencial, desde aquellos usuarios que tienen habilidades y capacidades expertas hasta esos pequeños usuarios no tan experimentados en la consulta y utilización de este tipo de productos. Estas actividades o jornadas deben estar orientadas a enseñar el manejo e interpretación de cada uno de los resultados originados por el sistema de monitorización forestal.

Cabría discutir a quién corresponde esta tarea y en qué momento debe ejecutarse, pero desde la perspectiva previa se propone realizarla al final de la fase de implementación y antes del cierre final de los entregables ya que, como fruto de estas interacciones con los usuarios y por el mero hecho de tener ya productos tangibles y usables, pueden surgir un nuevo conjunto de necesidades que se desconocían al principio. En esta propuesta se considera que esta acción debe ser coordinada y asumida por la parte solicitante, ya que es el máximo interesado en que se acepte el producto, mientras que la parte proveedora, de estar presente, jugaría un papel de interlocución y reacondicionado menor de los entregables si fuese necesario.

4.3 IDENTIFICACIÓN DE LAS NECESIDADES DE INFORMACIÓN

En el primer bloque de la encuesta realizada al sector forestal gallego, se obtuvo información sobre el perfil de los interesados, y su grado de conocimiento y uso de los sistemas de monitorización forestales existentes, mientras que con el segundo bloque se identificaron las principales demandas de información. Los resultados obtenidos en los estos dos bloques se presentan en las secciones 4.3.1 y 4.3.2, respectivamente. La encuesta fue contestada por 13 representantes de entidades participantes en el Consello Forestal de Galicia, lo que supone el 29,5 % de sus integrantes. Dado que el carácter de la encuesta era eminentemente técnico, se recomendaba, en la propia encuesta, que fuese cumplimentada por parte de personal con conocimiento avanzado sobre monitorización forestal, y que las respuestas se emitieran en representación del conjunto del colectivo al que formaban parte.

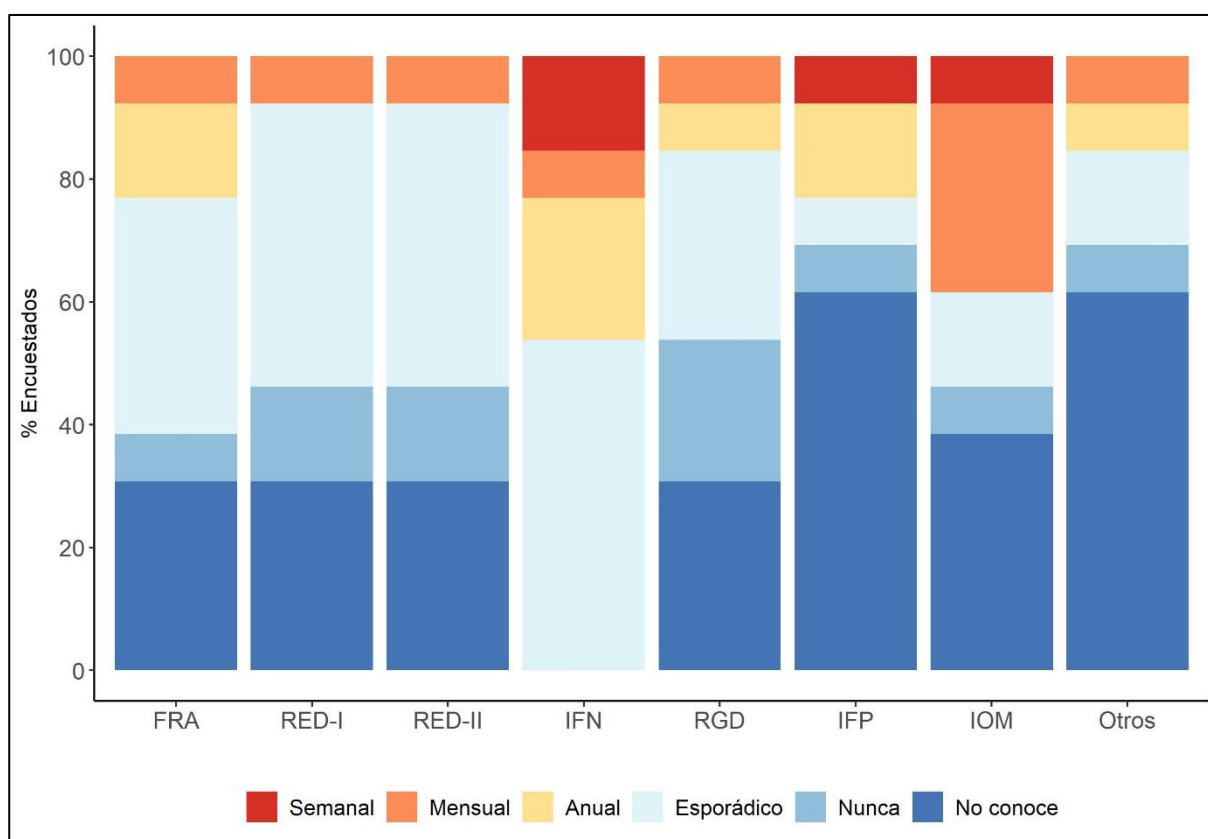


Figura 13. Grado de conocimiento y frecuencia de uso de los sistemas de monitorización forestal a diferentes escalas expresado en porcentaje de respuestas. FRA: Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales; RED-I: Red Europea de Seguimiento de los bosques Nivel I; RED-II: Red Europea de Seguimiento de los bosques Nivel II; IFN: Inventario Forestal Nacional; RGD: Red Gallega de Seguimiento de Daños en los Bosques; IFP: Inventarios Forestales Propios; IOM: Inventarios de Ordenación de Montes.

4.3.1 Conocimiento y uso de los sistemas de monitorización forestales existentes

El grado de conocimiento y uso de los sistemas de monitorización forestal es una información muy importante a la hora de interpretar los resultados de la encuesta, ya que ayudará a la parte técnica a contextualizar las sugerencias emitidas por los interesados. En este sentido, todos los encuestados indicaron conocer al menos un sistema de monitorización

forestal nacional (IFN), mientras que el 69,23 % conocía al menos uno internacional (FRA, RED-I, RED-II) y, por último, un poco más de la mitad de los encuestados, el 56,41 %, conocía al menos uno regional (RGD, IFP, IOM). La Figura 13 muestra, en porcentaje y de forma conjunta, el grado de conocimiento y uso de los diferentes sistemas de monitorización forestal a escala internacional, nacional y regional planteados en la encuesta. A nivel individual, el IFN fue el único sistema de monitorización conocido por el 100 % de los encuestados. En el lado opuesto se encuentran los IFP, para los que solo el 38,46 % de los encuestados indicaron tener conocimiento.

Por otro lado, la frecuencia de uso de los sistemas de monitorización presentó diferencias entre los distintos sistemas de monitorización (Figura 13). En términos generales, los sistemas de monitorización de ámbito internacional tienen una frecuencia de uso menor que los sistemas de monitorización de ámbito nacional y regional. Los sistemas de monitorización nacionales (IFN) son los que mostraron una mayor frecuencia de uso, habiendo sido usados, al menos de forma esporádica, por todos los encuestados. A nivel individual, el uso esporádico fue el que presentó un mayor porcentaje en todos los sistemas de monitorización forestal, excepto en los IOM y los IFP, donde fueron el uso mensual y anual, respectivamente. El IFN fue el que presentó una mayor frecuencia de uso semanal, un 15,38 %, seguido por los IFP y los IOM con un 7,69 % en ambos casos. Para el resto de los sistemas de monitorización forestal, ningún encuestado reportó hacer un uso semanal del sistema.

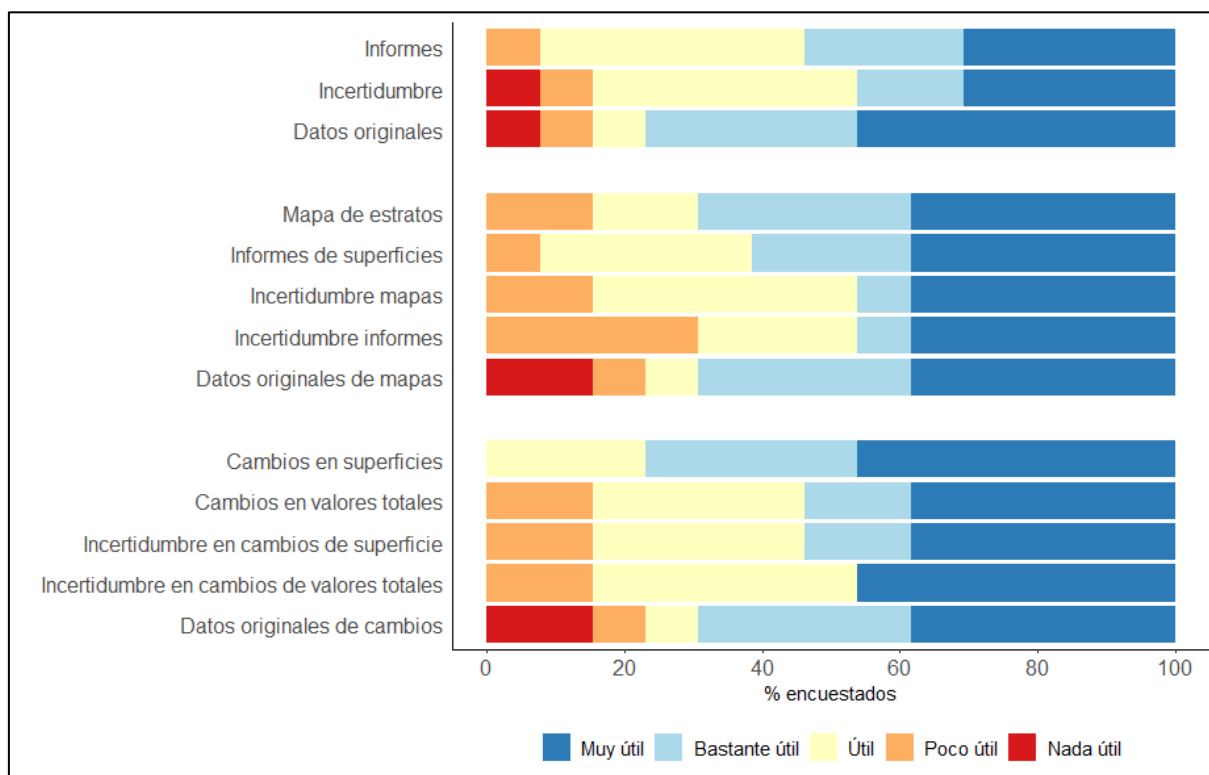


Figura 14. Utilidad de los productos proporcionados por los diferentes sistemas de monitorización forestal.

Los resultados obtenidos en relación con los productos que ofrecen los distintos sistemas de monitorización forestal fueron los que se muestran en la Figura 14. En general, todos los productos generados por los diferentes sistemas de monitorización forestal presentaron bastante utilidad para el conjunto de los encuestados. Un pequeño porcentaje de los encuestados (menor al 20 %, en el caso más desfavorable) respondieron que los datos originales les resultaban nada útiles.

4.3.2 Necesidades de información

Las principales expectativas y necesidades de información demandadas por parte de los encuestados al nuevo sistema de monitorización forestal desarrollado en el marco del IFCG, fueron las relacionadas con los siguientes ítems:

- Gestión del territorio.
- Gestión eficiente de las masas forestales.
- Gestión eficiente de los recursos forestales no maderables.
- Gestión eficiente de los recursos hídricos.
- Apoyo a la toma de decisiones en política forestal.
- Determinación de afecciones derivadas de planes, programas o proyectos sobre valores naturales.
- Evaluación de resultados de la política forestal de Galicia y del Plan Forestal de Galicia.
- Prevención de incendios.
- Incremento y diversificación del valor de las producciones forestales.
- Corrección de problemas derivados de la estructura de la propiedad forestal.
- Valorización y conservación de las frondosas autóctonas.
- Adecuación de los recursos forestales a las demandas de mercado.
- Orientación a la bioeconomía, economía circular, sostenibilidad, consumo responsable y cambio climático.
- Protección y conservación del patrimonio natural, cultural y etnográfico.

La actualización temporal de las necesidades de información que los participantes encuestados demandaron en mayor medida (Figura 15) fue de 5 años (63,16 %). La menor escala temporal registrada en la encuesta fue la de 3 años, y su porcentaje de demanda fue del 15,79 % de los encuestados, mientras que la mayor escala temporal fue de 10 años con también un 15,79 % de las respuestas. En relación con la escala espacial de las necesidades de información demandadas, el 45,45 % de los encuestados respondieron que con la información a nivel municipio sería suficiente (Figura 16) y un 36,36 % respondieron que les llegaría con disponer de la información a nivel Distrito forestal. La menor escala espacial respondida en la encuesta fue de 1x1 km y la mayor fue la cuenca hidrográfica, ambas con un 4,54 % de respuestas.

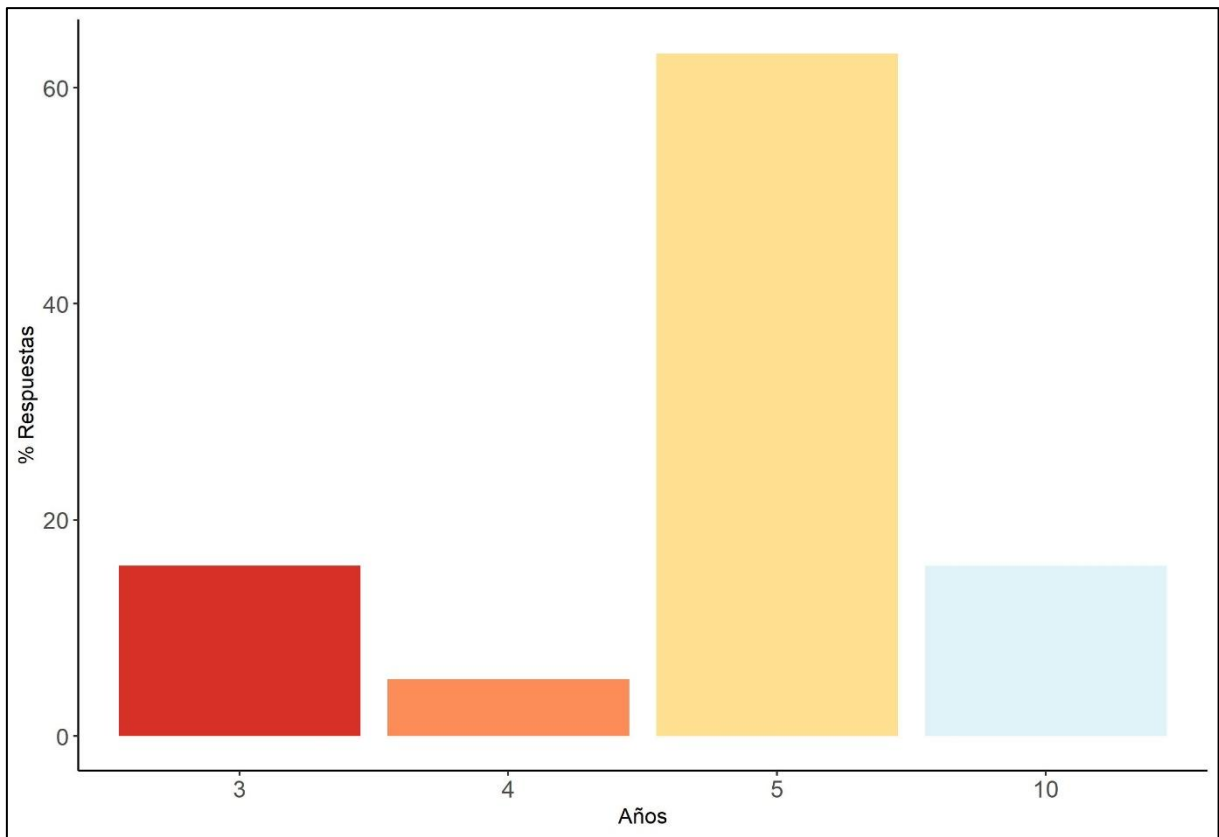


Figura 15. Respuestas sobre la actualización temporal de las necesidades de información.

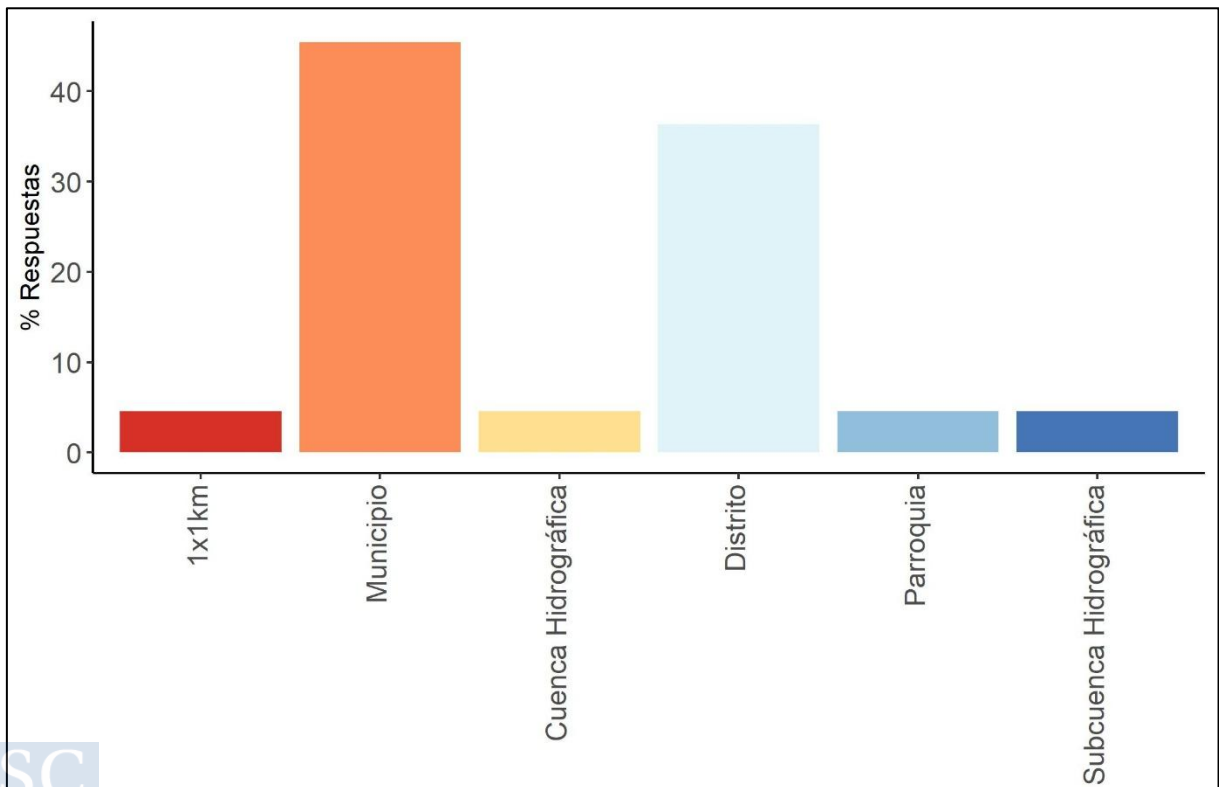


Figura 16. Escala espacial demandada por los encuestados sobre las necesidades de información.

Los productos demandados por los encuestados se muestran en la Tabla 3. Estos se han clasificado en tres bloques según su tipología: informes, mapas y cambios (hace referencia a productos relacionados con los cambios y actualizaciones entre distintos ciclos del sistema de monitorización). Como se puede observar los productos demandados presentan una gran diversidad en cuanto a su temática. Destaca que la mayor parte de los productos relacionados con masas forestales demandan una estratificación de los resultados obtenidos según la tipología de las masas.

Tabla 3. Productos demandados por los participantes en la encuesta realizada al sector forestal gallego.

Informes	Mapas	Cambios
<ul style="list-style-type: none"> • Valores medios de variables por estratos. • Estadísticas de superficies por estratos. • Estadísticos de producciones no maderables. • Estadísticos de servicios ecosistémicos. • Estadísticos de conservación de recursos hídricos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Distribución de masas arboladas. • Distribuciones de estratos de formaciones de matorral. • Volumen por estrato. • Biomasa por estrato. • Carbono por estrato. • Riesgo de incendio. • Afección de incendios. • Daños fitosanitarios. • Resiliencia frente incendios. • Potencial cinagético. • Potencial micológico. • Potencial de recreo. • Potencial resinero. • Valor de distintos servicios ecosistémicos. • Hábitats característicos de formaciones arbóreas y arbustivas. • Mapas de biodiversidad. • Vulnerabilidad ambiental. • Vertidos de purines. • Estado de conservación de recursos hídricos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Cambios de especie. • Tratamientos selvícolas. • Superficies quemadas. • Cambios de uso agrícola-forestal.

4.4 CARACTERIZACIÓN DE LA POBLACIÓN OBJETIVO

4.4.1 Evaluación de la cartografía catastral como marco muestral

Debido a los problemas ya descritos sobre la excesiva clasificación en masas mixtas y la distribución irregular de edades presentes en los datos del IFN que conciernen a Galicia, a continuación, se presenta la caracterización de la estructura catastral de la población objetivo.

Las estadísticas descriptivas relativas al número de subparcelas catastrales por ventana de 1x1 km y a la superficie de las subparcelas catastrales se presentan en las Tabla 4 y Tabla 5, respectivamente. Como era de esperar, se puso de manifiesto el alto grado de fragmentación que presenta el rural gallego donde más de la mitad de las ventanas intersecaron con entre 150 y 600 subparcelas catastrales, resultando una mediana del área por subparcela de 739 m². Todas estas cifras disminuyeron cuando solo se consideraron las subparcelas catastrales con más del 90 % de su superficie dentro de alguna de las ventanas, ya que esta restricción afectaba en mayor medida a las subparcelas de mayor tamaño. Otra cuestión que debe mencionarse es la gran variabilidad observada tanto en número de subparcelas catastrales por ventana (de 1 a cerca de 1.000) (Figura 5) como de sus superficies (de 1 a más de 21 millones de m²).

Tabla 4. Estadísticos descriptivos para el número de subparcelas catastrales que intersecan las ventanas de 1x1 km.

Subparcelas catastrales	n	Mín.	Q1	Q2	Media	Q3	Máx.	Desv. típ.	IQR
Intersecan	370	2,0	156,8	338,0	446,0	591,8	2.026,0	393,1	435,0
Preservan área > 90 %	362	1,0	114,2	283,5	376,6	502,8	1.800,0	356,9	388,5

n: número de subparcelas. *Mín.*: mínimo. *Q1*: primer cuartil. *Q2*: segundo cuartil o mediana. *Media*: media. *Q3*: tercer cuartil. *Max.*: máximo. *Desv. típ.*: desviación típica. *IQR*: rango intercuartílico.

Tabla 5. Estadísticos descriptivos para la superficie (m²) de las subparcelas catastrales que intersecan las ventanas de 1x1 km.

Subparcelas catastrales	n	Mín.	Q1	Q2	Media	Q3	Máx.	Desv. Típ.	IQR
Intersecan	165.024	1,0	310,0	739,0	4.475,7	1.838,0	21.347.350,0	83.543,5	1.528,0
Preservan área > 90 %	136.335	1,0	275,0	642,0	1.698,2	1.518,0	401.643,0	5.502,6	1.243,0

n: número de subparcelas. *Mín.*: mínimo. *Q1*: primer cuartil. *Q2*: segundo cuartil o mediana. *Media*: media. *Q3*: tercer cuartil. *Max.*: máximo. *Desv. típ.*: desviación típica. *IQR*: rango intercuartílico.

La precisión estimada del algoritmo de clasificación fue superior al 85 %, y sólo el 1,8 % de las subparcelas catastrales clasificadas como NN. Más del 29 % de las subparcelas catastrales se clasificaron como NF, mientras que el 22,9 %, 17,7 % y 11,1 % de ellas se clasificaron como MT, FC y MX, respectivamente. El resto de clases, es decir, Eu, Pi, RJ y AC, obtuvieron porcentajes inferiores al 10 %. Los estadísticos descriptivos de la superficie de las subparcelas catastrales clasificadas pueden verse en la Tabla 6. Centrándonos en la cubierta forestal, las subparcelas de acacia y frondosas caducifolias presentaron la menor superficie, en términos de media o mediana, y la menor variabilidad, aunque la primera fue la clase forestal menos frecuente, mientras que la segunda fue la más frecuente.

Tabla 6. Estadísticos descriptivos para la superficie (m²) de las subparcelas catastrales clasificadas.

Clase	n	Mín.	Q1	Q2	Media	Q3	Máx.	Desv. Típ.	IQR
Eu	12.035	4,0	382,0	908,0	2.222,9	2.179,5	162.599,0	4.936,3	1.797,5
Pi	9.235	3,0	278,0	664,0	2.124,3	1.580,0	306.804,0	7.634,2	1.302,0
AC	243	24,0	159,0	374,0	745,6	769,0	13.900,0	1.411,8	610,0
FC	24.147	1,0	236,0	500,0	1.078,6	1.072,0	286.970,0	3.674,6	836,0
RJ	2.070	22,0	587,5	1.313,0	3.031,6	3.038,8	94.128,0	5.754,2	2.451,2
MX	15.124	6,0	417,0	901,0	2.408,3	2.064,0	291.488,0	8.348,9	1.647,0
MT	31.276	1,0	271,0	621,0	1.679,8	1.432,0	401.643,0	6.367,4	1.161,0
NF	39.751	1,0	233,0	608,0	1.559,9	1.520,0	199.677,0	3.713,8	1.287,0
NN	2.454	1,0	214,0	424,5	686,2	817,0	16.358,0	920,1	603,0

n: número de subparcelas. *Mín.*: mínimo. *Q1*: primer cuartil. *Q2*: segundo cuartil o mediana. *Media*: media. *Q3*: tercer cuartil. *Max.*: máximo. *Desv. típ.*: desviación típica. *IQR*: rango intercuartílico. *Eu*: eucalipto; *Pi*: pino; *AC*: acacia; *FC*: frondosa caducifolia; *RJ*: regenerado; *MX*: masa mixta; *MT*: matorral; *NF*: no forestal; *NN*: no clasificada.

En cuanto a las 94.130 subparcelas identificadas con cubierta forestal, el indicador de cubiertas del suelo separables reportó que el 19,4 % tenía múltiples usos del suelo o coberturas forestales que podían separarse subdividiendo el área de la subparcela. De acuerdo con este indicador, se observó que el máximo de subparcelas que podían separarse, el 58,3 %, se

correspondió con la clase MX, lo que parece bastante razonable (Figura 17). De hecho, la clase MX representó casi la mitad de las subparcelas en las que se observaron varias coberturas distintas, seguida por las clases de MT y FC con alrededor del 20 % y el 15 %, respectivamente.

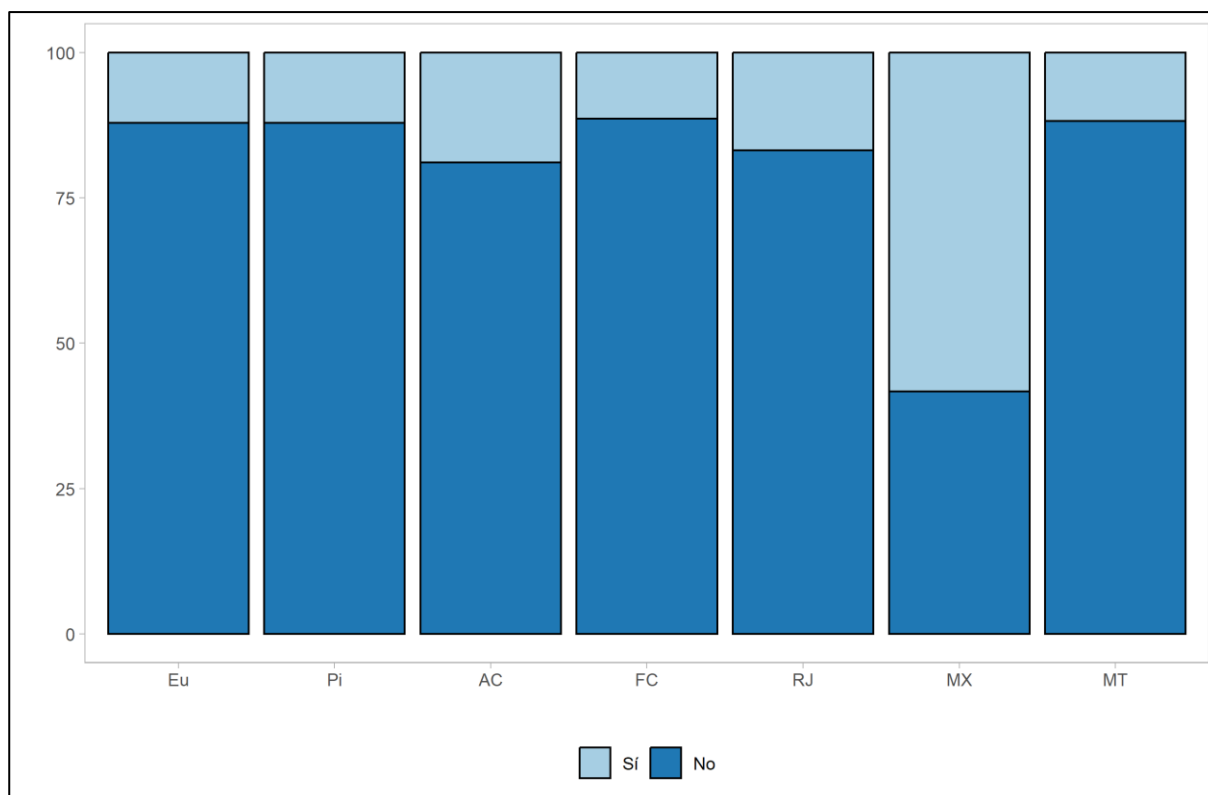


Figura 17. Indicador de separación de coberturas por clase para las subparcelas catastrales clasificadas como uso forestal.

Finalmente, tras este análisis, los incírculos se calcularon para aquellas subparcelas catastrales clasificadas con cobertura forestal. Como resultado se obtuvieron 62.854 incírculos, en los que se analizó la distribución del inradio y la distancia al centro de la ventana. La Tabla 7 y la Figura 18 muestran los principales estadísticos descriptivos del inradio y su función de distribución acumulada empírica, respectivamente, detalladas por cada clase. El valor medio del inradio fue de 7,5 m, oscilando entre 6,7 y 9,3 m para las distintas clases. Estos valores conducen a un área global del incírculo de 176,7 m², y áreas de 141 m² a 271,7 m² según la clase. La distribución empírica del inradio es útil para analizar los efectos de establecer restricciones sobre el valor del inradio. Por ejemplo, imponiendo la condición de que el inradio sea superior a 15 m, se descartaría el 75 % de las subparcelas catastrales clasificadas como MX, ya que el tercer cuartil (Q3) es igual a 15,0 m para esa clase. En cuanto a la distancia entre el inradio y el centro de la ventana, la mediana fue de 386,6 m, con pocas diferencias entre los valores de las distintas clases. Las estadísticas descriptivas completas de estas distancias por clase, así como la distribución empírica, pueden consultarse en la Tabla 8 y la Figura 19.

Tabla 7. Estadísticos descriptivos por clase para el inradio (m) calculado para las subparcelas catastrales clasificadas como uso forestal.

Clases forestales	n	Mín.	Q1	Q2	Media	Q3	Máx.	Desv. típ.	IQR
Eu	12.035	0,4	4,7	7,9	11,5	14,5	164,3	11,0	9,8
Pi	9.235	0,5	4,2	6,9	10,5	12,2	222,3	11,9	8,0
AC	243	1,2	4,3	6,7	8,1	10,0	46,4	5,6	5,8
FC	24.147	0,3	4,4	7,0	8,9	11,1	182,1	7,2	6,7
RJ	2.070	0,9	4,5	9,3	13,4	17,8	106,0	12,9	13,4
MX	15.124	0,7	5,0	8,7	12,0	15,0	211,0	11,8	10,0
Total	62.854	0,3	4,5	7,5	10,5	12,9	222,3	10,3	8,3

n: número de subparcelas. Mín.: mínimo. Q1: primer cuartil. Q2: segundo cuartil o mediana. Media: media. Q3: tercer cuartil. Máx.: máximo. Desv. típ.: desviación típica. IQR: rango intercuartílico. Eu: eucalipto; Pi: pino; AC: acacia; FC: frondosa caducifolia; RJ: regenerado; MX: masa mixta.

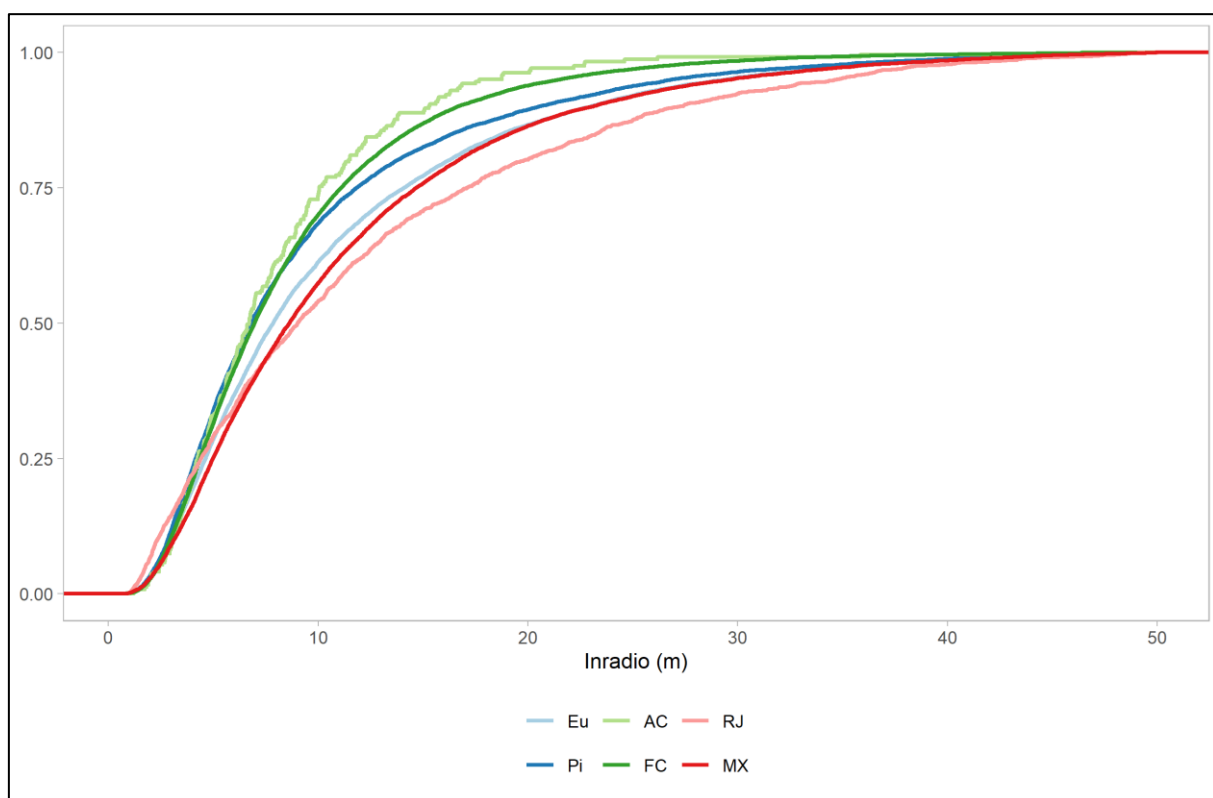


Figura 18. Función de distribución empírica acumulada del inradio (m) por clase para las subparcelas catastrales clasificadas como forestal. Eu: eucalipto; Pi: pino; AC: acacia; FC: frondosa caducifolia; RJ: regenerado; MX: masa mixta.

Tabla 8. Estadísticos descriptivos por clase para la distancia (m) desde el incendio hasta el centro de la ventana de 1x1 km para las subparcelas catastrales clasificadas como uso forestal.

Clases forestales	n	Mín.	Q1	Q2	Media	Q3	Máx.	Desv. típ.	IQR
Eu	12.035	7,1	261,2	375,2	361,9	465,8	693,2	139,1	204,6
Pi	9.235	5,9	260,3	373,6	358,9	465,0	694,0	141,4	204,7
AC	243	36,4	252,9	361,9	363,8	493,5	656,4	148,9	240,5
FC	24.147	0,9	277,2	387,8	372,7	473,8	695,8	137,5	196,6
RJ	2.070	5,3	273,7	384,4	373,6	472,4	678,5	135,0	198,7
MX	15.124	3,4	264,6	381,3	366,3	470,7	696,1	141,2	206,1
Total	62.854	0,9	268,3	381,6	367,1	470,6	696,1	139,3	202,3

n: número de subparcelas. Mín.: mínimo. Q1: primer cuartil. Q2: segundo cuartil o mediana. Media: media. Q3: tercer cuartil. Máx.: máximo. Desv. típ.: desviación típica. IQR: rango intercuartilico. Eu: eucalipto; Pi: pino; AC: acacia; FC: frondosa caducifolia; RJ: regenerado; MX: masa mixta.

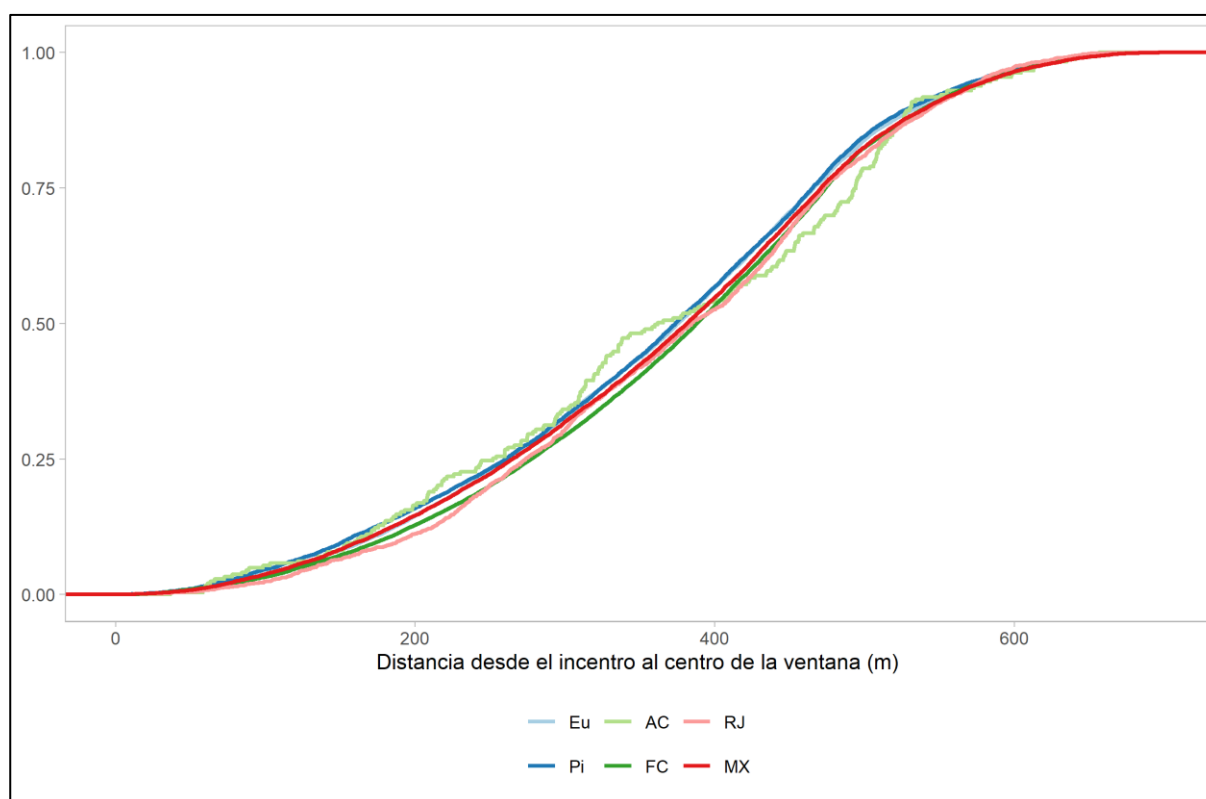


Figura 19. Función de distribución empírica acumulada de la distancia del incendio al centro de la ventana de 1x1 km (m) por clase para las subparcelas catastrales clasificadas como cubierta forestal. Eu: eucalipto; Pi: pino; AC: acacia; FC: frondosa caducifolia; RJ: regenerado; MX: masa mixta.

4.4.2 Estimación de la densidad del arbolado

Tras un análisis descriptivo de las subparcelas clasificadas como forestal arbolado durante el inventario piloto se observó que la especie dominante más común en las parcelas fue el *Quercus robur* con un 19,4 % de las subparcelas medidas, seguido por *Eucalyptus nitens* y *Pinus pinaster* con un 15,6 % y un 15,3 %, respectivamente (Figura 20).

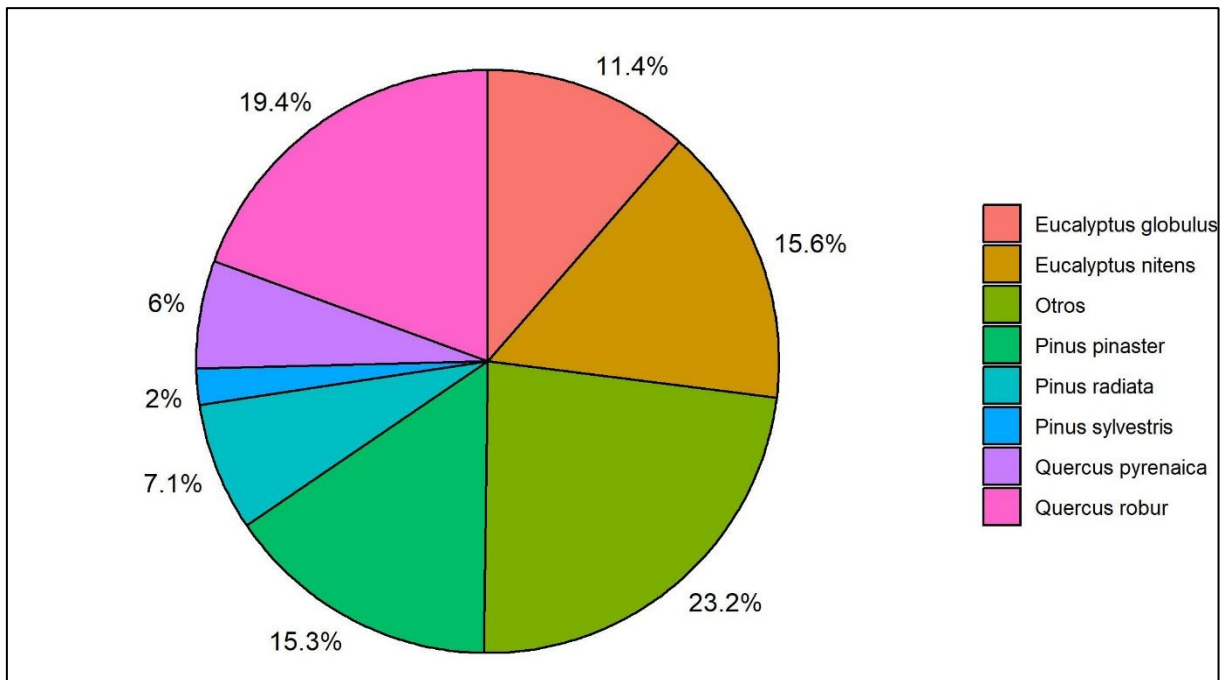


Figura 20. Especie dominante para las subparcelas forestales arboladas medidas durante el inventario piloto.

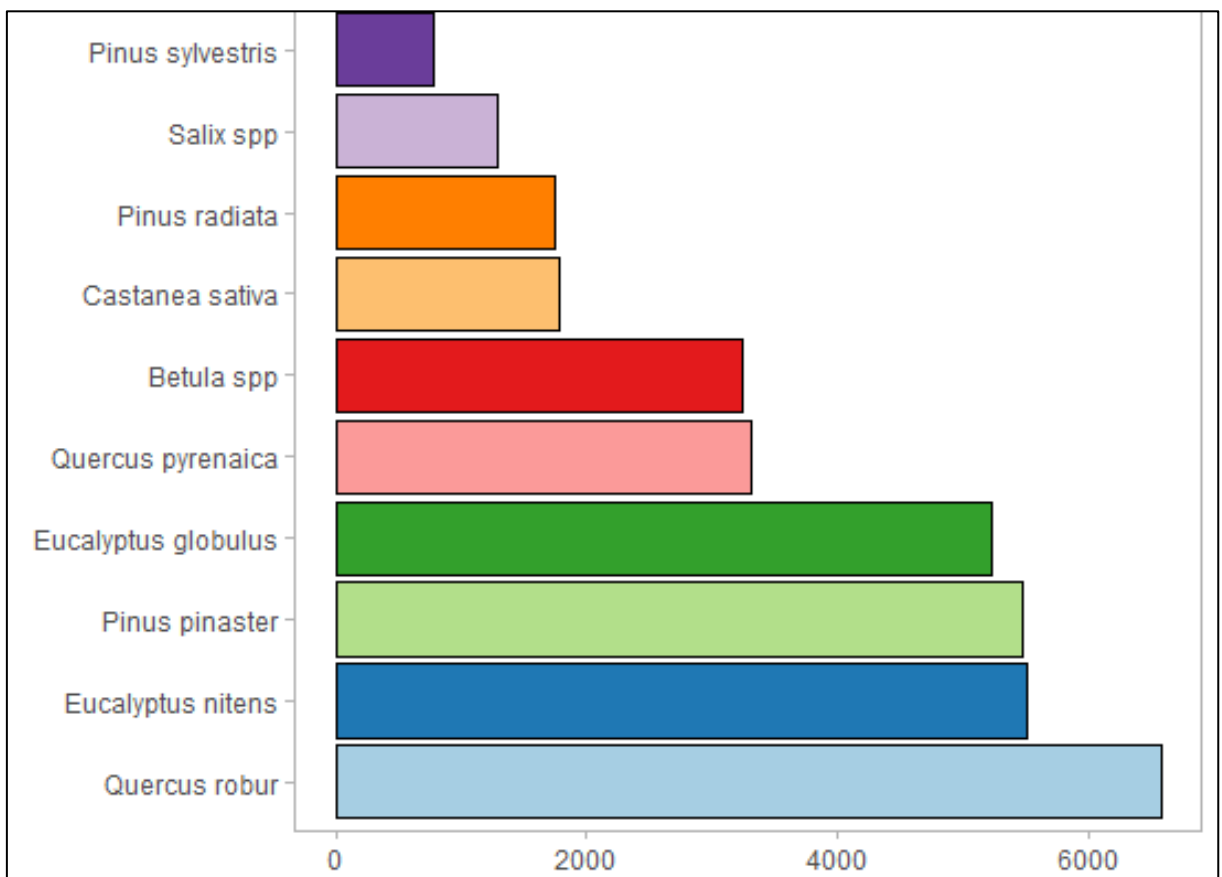


Figura 21. Principales especies arbóreas medidas durante el inventario piloto. El eje x se corresponde con el número de árboles.

En cuanto al número de árboles con un $d < 7,5$ cm registrados en las subparcelas medidas, ocurre algo similar, posicionándose en primer lugar el *Q. robur*, seguido por *E. nitens* y *P. pinaster* (Figura 21).

A partir de esta información se definieron los grupos de especies recogidos en la Tabla 9, quedándose por lo tanto con 3 grupos que contienen las especies predominantes en las subparcelas muestreadas.

Tabla 9. Grupos de especies de interés para la estimación de densidades.

Grupo	Especies
<i>Eucaliptos</i>	<i>Eucalyptus nitens</i> y <i>Eucalyptus globulus</i>
<i>Pinos</i>	<i>Pinus pinaster</i> , <i>Pinus radiata</i> y <i>Pinus sylvestris</i>
<i>Quercus</i>	<i>Quercus robur</i> y <i>Quercus pyrenaica</i>

A continuación, se estimaron las densidades a partir del número de árboles dentro de cada polígono de referencia y su área estimada. Como era de esperar, los resultados fueron diferentes para cada grupo de especies (Tabla 10, Figura 22, Figura 23). El grupo *Quercus* tuvo el mayor valor de la mediana, seguido de los grupos Eucalipto y Pino. Según el rango intercuartílico, el grupo Eucalipto tuvo una dispersión menor que los grupos Pino y *Quercus*. Esto puede deberse a que las masas de este grupo de especies tienen un tratamiento silvícola bastante homogéneo en Galicia. Una situación similar ocurre con los rodales del grupo *Pinus*, aunque la variabilidad de manejo es mayor que en el caso de los rodales del grupo *Eucalyptus* en todo el territorio. La distribución más dispersa corresponde al grupo *Quercus*, cuyas especies tienden a ser gestionadas de muy diversas formas ya que, a diferencia de los dos grupos anteriores, se trata de especies autóctonas que cuentan con una amplia gama de producción objetivo asociada entre los que se incluyen la leña, madera de sierra y la madera estructural. Por último, hay que señalar que, para los tres grupos, las funciones de densidad mostraron mayores valores hacia la cola derecha, ya que se encontraron algunas subparcelas con densidades muy altas.

Tabla 10. Estadísticos descriptivos por grupo de especies para las densidades estimadas (árboles · ha⁻¹).

Grupo	n	Mín.	Q1	Q2	Media	Q3	Máx.	Desv. típ.	IQR
<i>Eucalyptus</i>	127	150,3	681,3	887,0	977,9	1.116,4	3.814,0	501,5	435,1
<i>Pinus</i>	115	119,0	472,8	683,9	830,3	1.104,2	2.693,9	483,3	631,4
<i>Quercus</i>	118	150,7	623,1	961,9	1.152,3	1.338,5	4.848,7	847,3	715,4

n: número de subparcelas. Mín.: mínimo. Q1: primer cuartil. Q2: segundo cuartil o mediana. Media: media. Q3: tercer cuartil. Máx.: máximo. Desv. típ.: desviación típica. IQR: rango intercuartílico.

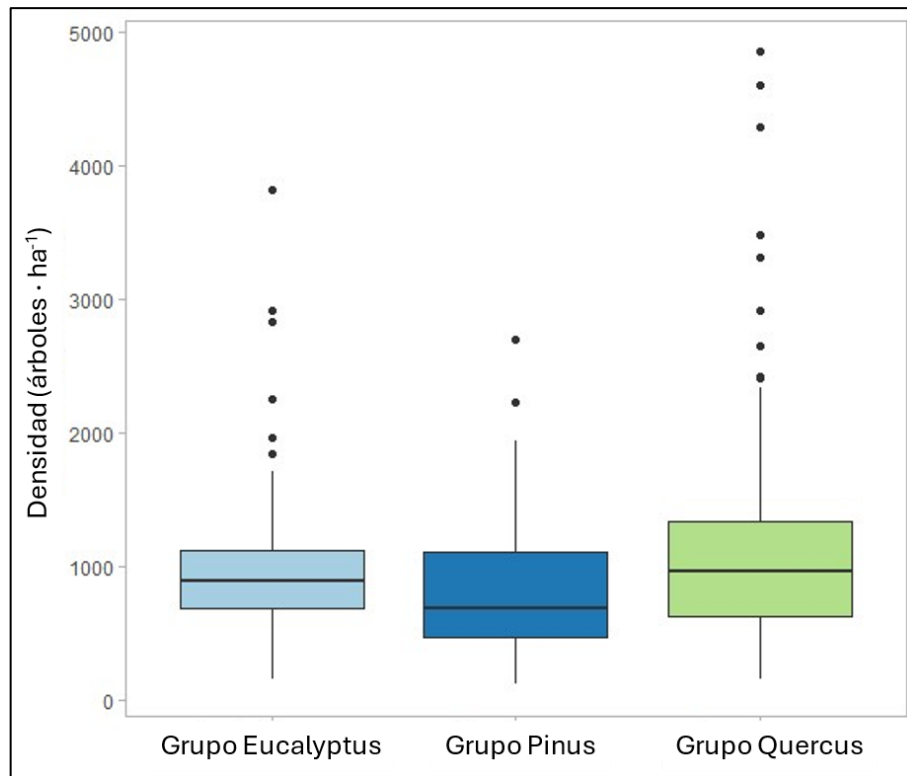


Figura 22. Diagramas de caja de las densidades (árboles · ha⁻¹) para cada grupo de especies.

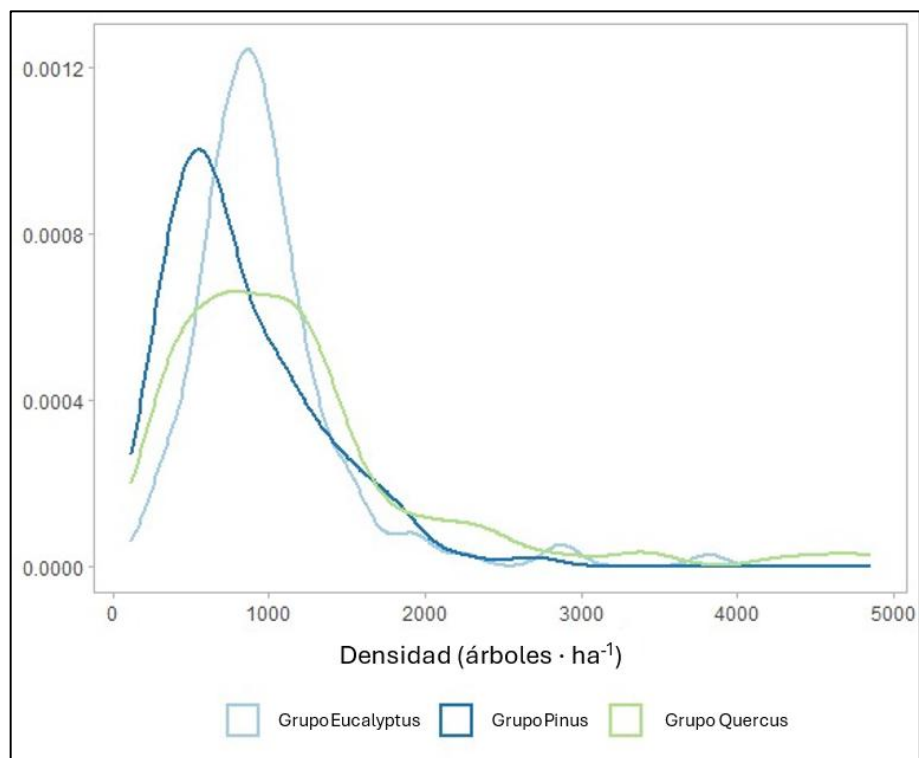


Figura 23. Función de densidad estimada de las densidades (árboles · ha⁻¹) para cada grupo de especie

4.4.3 Descriptivos del IFCG

En base a las mediciones del inventario piloto del IFCG, se han podido caracterizar diferentes aspectos relacionados con los procesos de medición, la fragmentación de la población objetivo y la caracterización selvícola de las masas que la conforman. La Figura 24 muestra la función de densidad estimada para los tiempos de medición para una parcela R obtenidos durante los trabajos de campo del inventario piloto del IFCG. Como se puede observar la media de las duraciones fue de 10,37 horas, mientras que la mediana arrojó un valor de 9,28 horas. El rango de los tiempos de medición fue el comprendido entre las 0,55 y las 47,78 horas. La desviación típica obtenida fue de 7,21 horas. El número de parcelas que ha superado las 20 horas es bajo tal y como muestra la cola de la derecha de la función de densidad estimada.

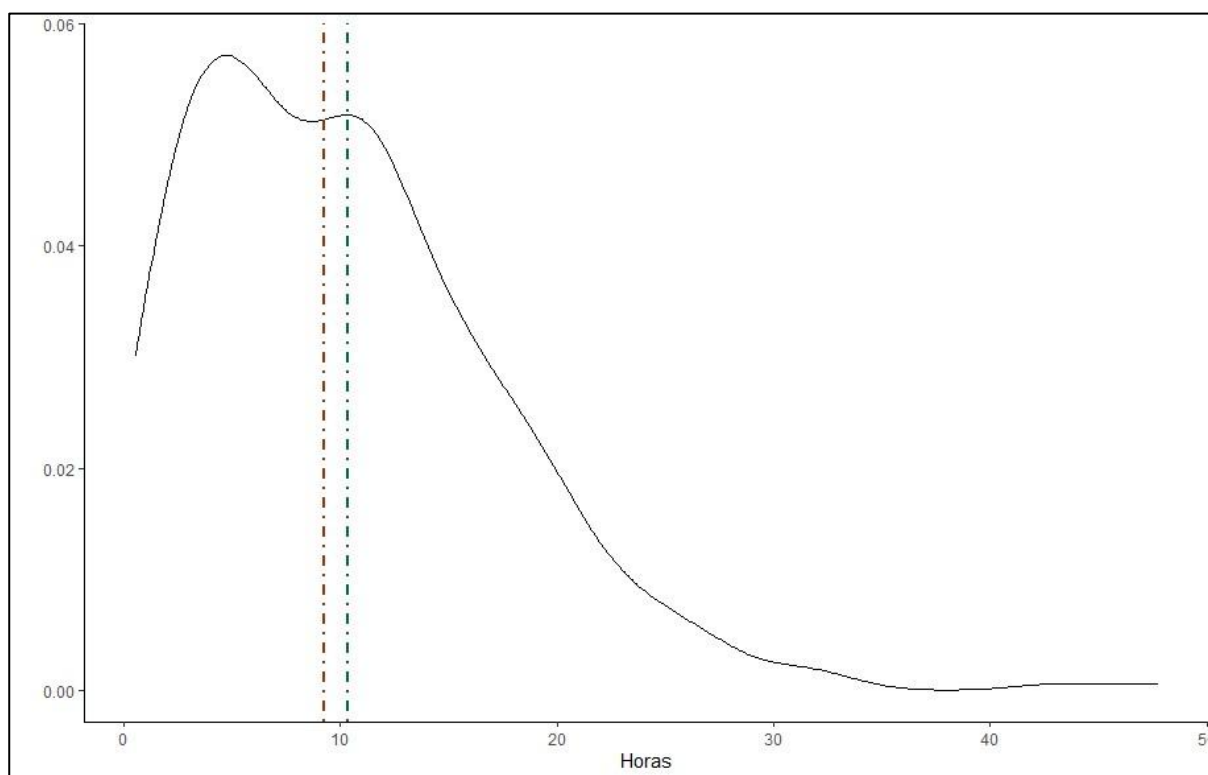


Figura 24. Función de densidad estimada de los tiempos de mediciones (h) para las parcelas del inventario piloto. La línea verde se corresponde con la media y la línea marrón con la mediana.

El porcentaje de tiempo consumido en cada una de las parcelas R para cada grupo de variables se muestra en la Figura 25. Se observó que el grupo que consumió mayor parte de la medición de una parcela, un 48,8 % de media, fue el grupo de variables relacionado con la medición de los pies mayores, es decir, con las variables que se toman a nivel de árbol individual. En segundo lugar, fue el grupo de variables relacionadas con incendios que presentó un valor medio de un 13,8 % del tiempo total de medición. En cambio, el grupo relacionado con la caracterización selvícola fue el que mostró un menor valor, solamente un 3,5 %. En términos de variabilidad, volvió a ser el grupo de los pies mayores quien ocupó el primer lugar con una desviación típica de 20,1 %, seguido del grupo de variables relacionadas con el replanteo del punto de muestreo y replanteo de la parcela (PUNTO), con un valor de desviación

típica de 16,4 %. Por el contrario, otra vez el grupo de variables relacionado con la caracterización selvícola fue el que presentó un menor valor de desviación típica, un 3,6 %.

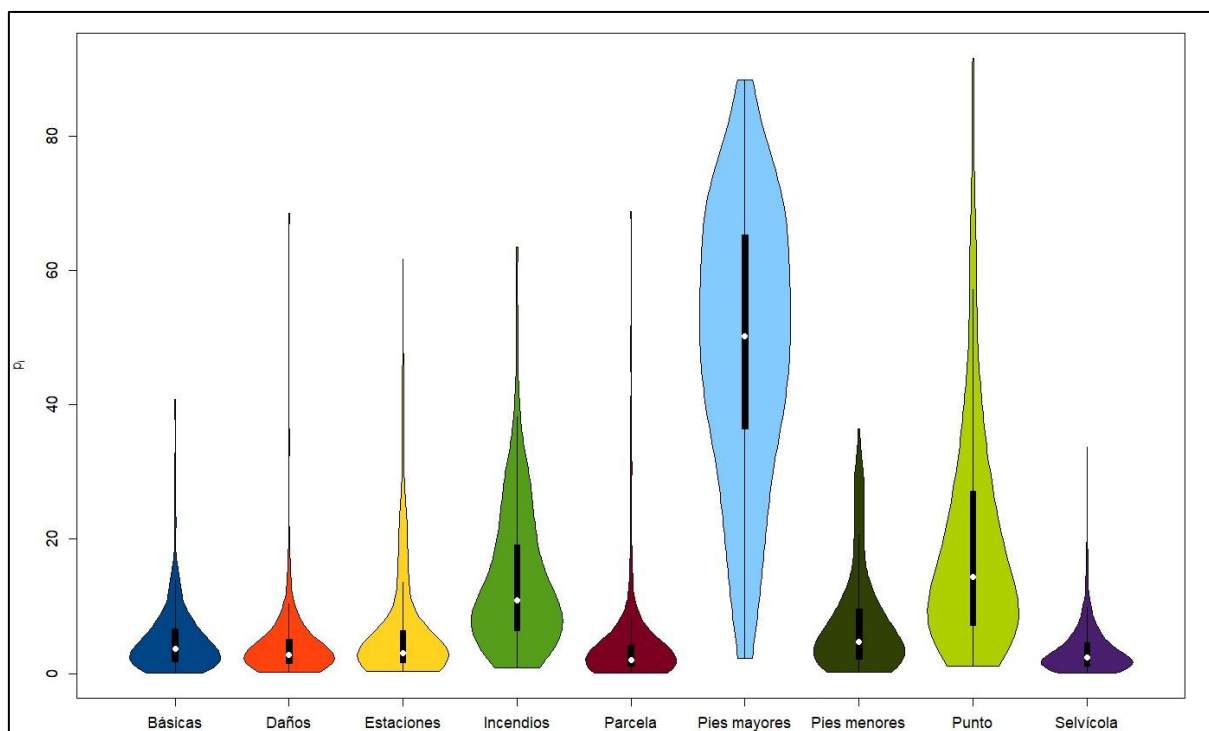


Figura 25. Diagrama de violín del ratio entre los tiempos de medición de cada grupo de variables y la duración total de la medición por parcela.

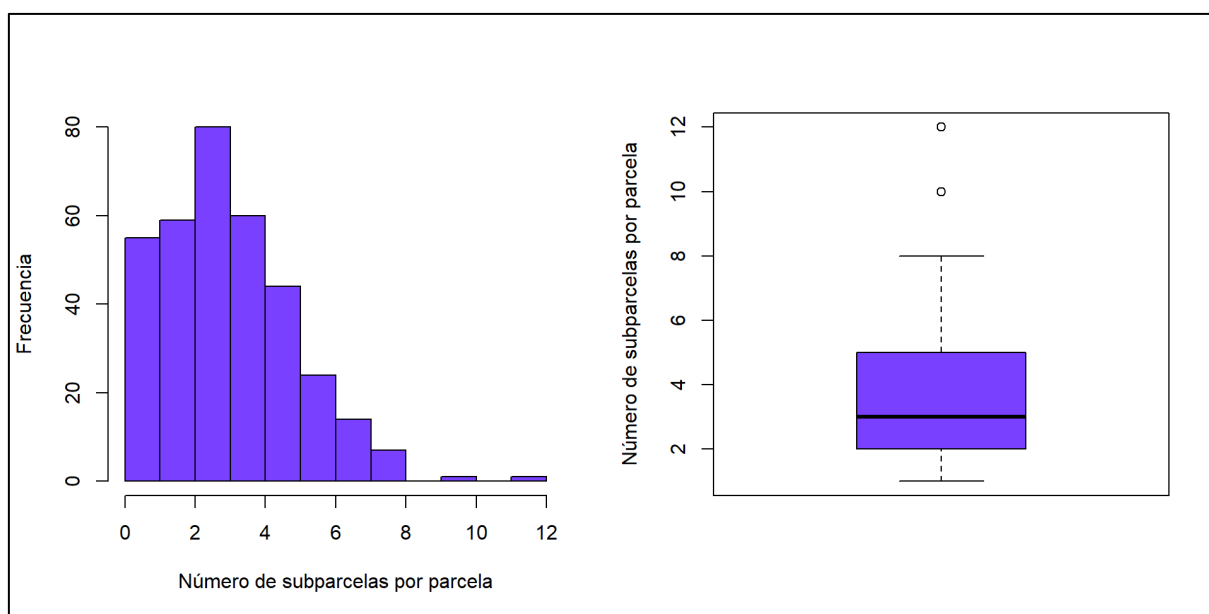


Figura 26. Descriptivos del número de subparcelas presentes por parcela.



El número de subparcelas máximo por parcela fue 12 (Figura 26). El valor medio de subparcelas obtenido fue de 3,46 subparcelas por parcela R, con una desviación típica de 1,86

subparcelas. El valor mediano fue de 3 subparcelas por parcela y como se puede observar en la Figura 26 la mayor parte de las parcelas se encuentra entre 2 y 4 subparcelas.

La tipología de las subparcelas medidas durante el inventario piloto fue mayoritariamente forestal arbolada con un 57,41 % de las subparcelas (Figura 27).

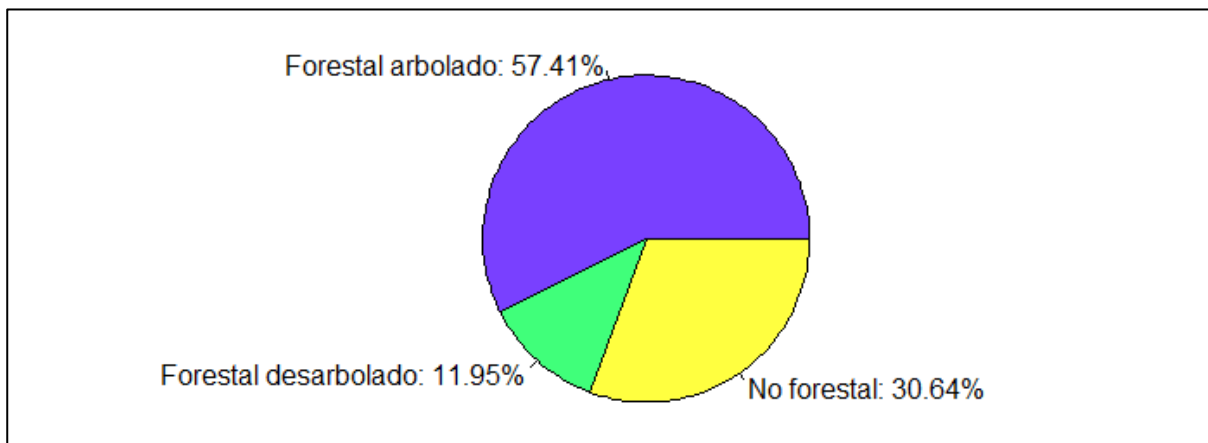


Figura 27. Porcentaje de subparcelas según su tipología.

La Figura 28 muestra los resultados obtenidos para la tipología selvícola de las subparcelas forestales arboladas. En ella se puede ver que el 80,22 % de las parcelas forestales arboladas fueron definidas como monte alto por los equipos de medición, seguida de la tipología selvícola monte medio con un 11,28 %. El último, lugar lo ocupan las subparcelas con árboles trasmochados (1,53 %).

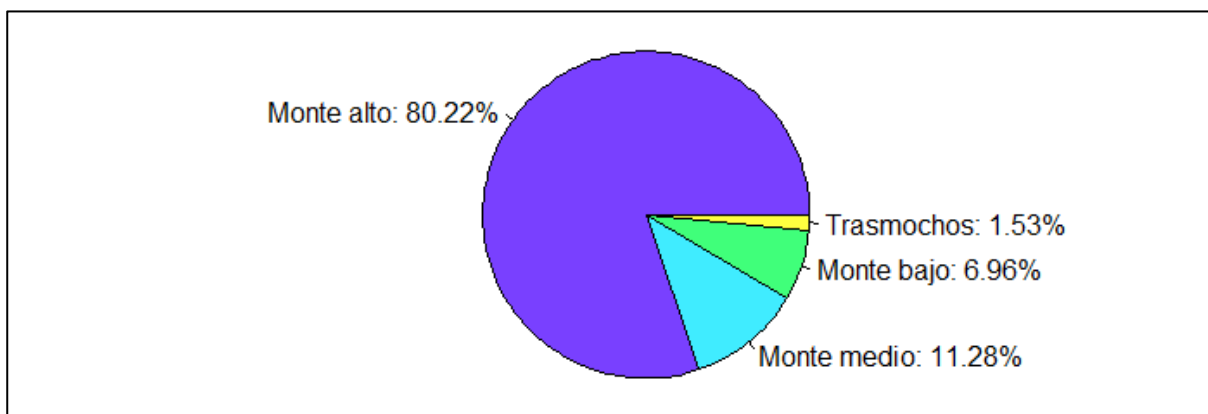


Figura 28. Porcentaje de subparcelas según su tipología selvícola.

El estado selvícola de las subparcelas fue más equitativo entre las distintas clases de estado (Figura 29). El mayor porcentaje de subparcelas lo presentó el estado selvícola fustal (32,46 %), seguido por latizal con un 29,26 %. En el último lugar se encontraron las subparcelas con estado selvícola repoblado, un 13,83 %.

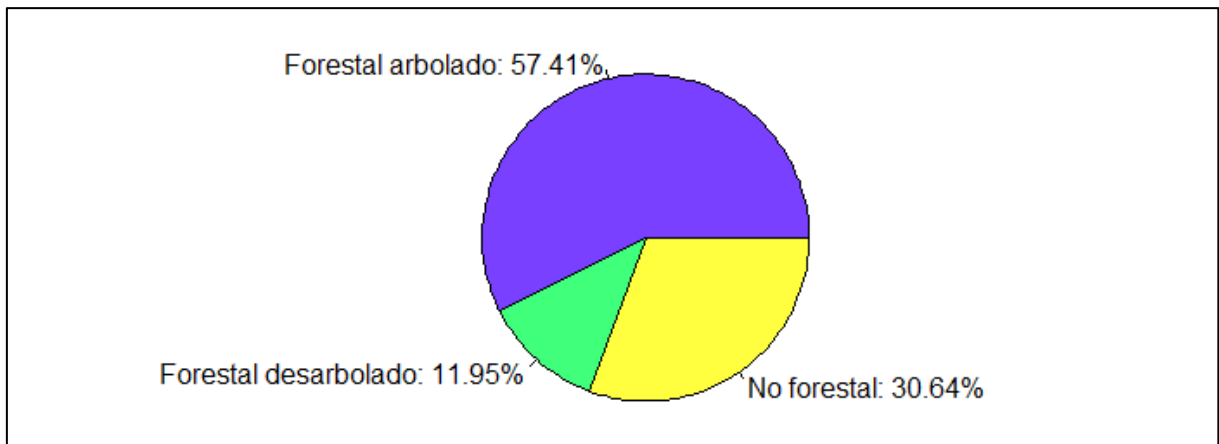


Figura 29. Porcentaje de subparcelas según su estado selvícola

Finalmente, en la Figura 30 se muestran los diferentes porcentajes obtenidos en función del origen de las subparcelas muestreadas. En este sentido, se observó que el origen mayoritario fue el natural con un 58,15 %. En segundo lugar, se encontró las subparcelas con origen artificial, arrojando un valor de 37,92 % de las subparcelas y, por último, las subparcelas con un origen naturalizado fueron apenas el 3,93 %.

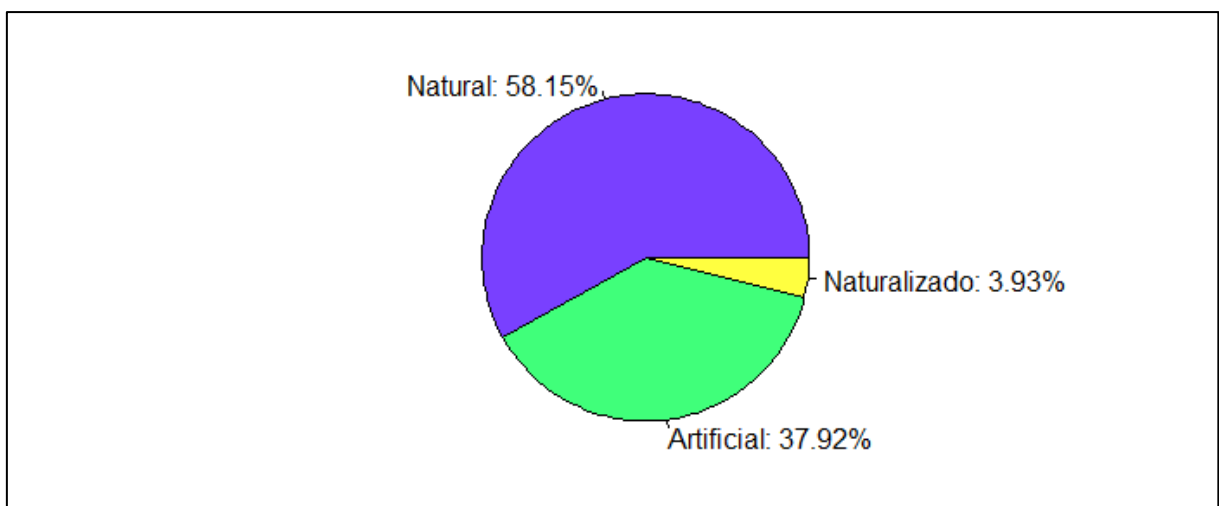


Figura 30. Porcentaje de subparcelas según su origen.

4.5 EVALUACIÓN DEL ERROR DE MEDICIÓN EN DISTANCIA HORIZONTAL SOBRE LA INCERTIDUMBRE

4.5.1 Ajuste de una distribución para el error de medición en distancia horizontal

La Figura 31 muestra la HD_{ij}^F enfrentada a la HD_{ij}^{QC} . En ella se puede observar que los valores se desvían muy poco de la diagonal en ambos casos de error considerados, error aditivo y error multiplicativo. Los valores extremos fueron debidos principalmente a errores de transcripción, es decir, errores que ocurrieron durante la escritura o digitalización del dato. Además, es importante remarcar que el rango de los valores de HD usados para el ajuste de la

distribución de los errores cubrió el rango de *HD* empleadas en la simulación del efecto que tiene el error sobre las estimaciones de variables de rodal.

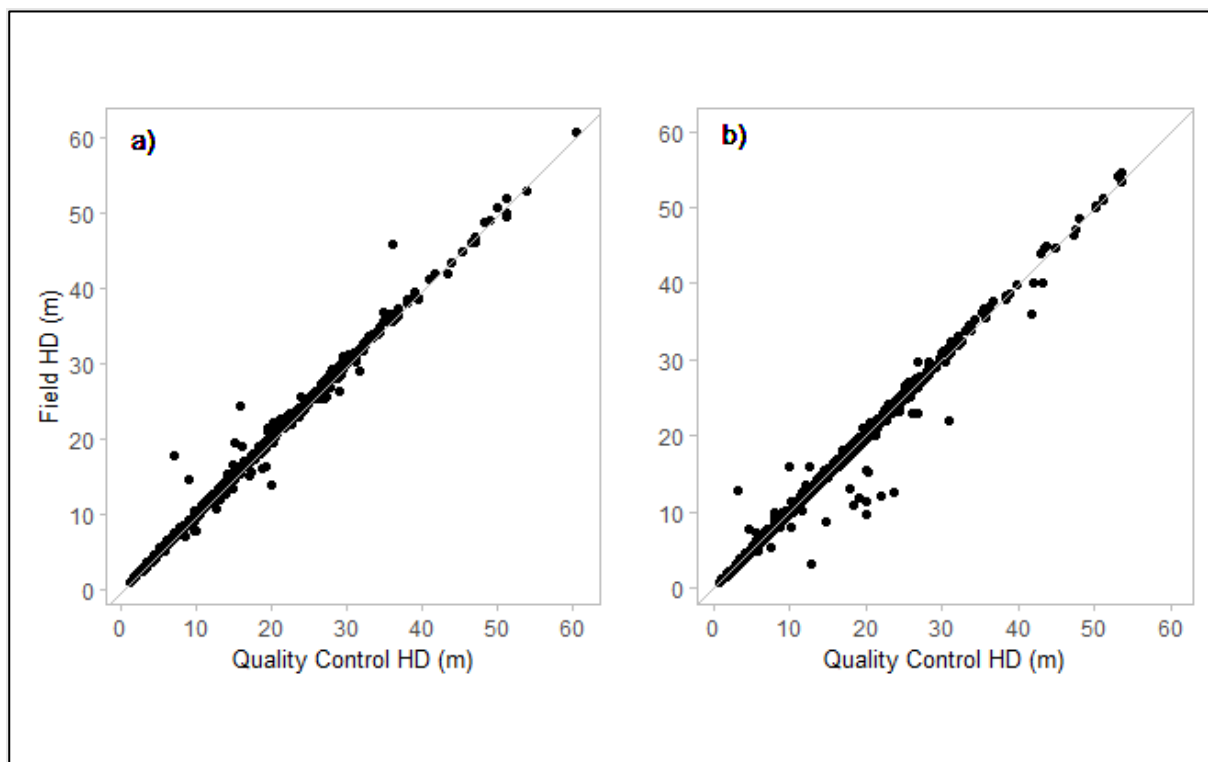


Figura 31. Distancia horizontal medida por los equipos de campo frente a la distancia horizontal medida en el control de calidad. Asumiendo que el error es aditivo (a) y multiplicativo (b).

En este estudio se llevó a cabo un análisis descriptivo de los errores en *HD* observados para las dos tipologías de distribución espacial de los árboles, masas regulares y plantaciones, y para los dos tipos de errores asumidos, aditivos y multiplicativos (Tabla 11). En la Figura 32 se observan las densidades estimadas para los errores con el fin de evaluar si las distribuciones son similares entre sí. Para el caso del error aditivo, el valor medio fue de $-0,24$ m para las masas naturales y $0,42$ m para las plantaciones. Estos valores medios están afectados por valores extremos, es por eso por lo que se utilizó la mediana para analizar diferencias al tratarse de un estimador más robusto. En las masas naturales la mediana fue de $-0,20$ m mientras que en las plantaciones este valor bajó hasta $-0,09$ m, indicando que no hay sesgo en las mediciones. En cuanto a la desviación estándar, ambas distribuciones arrojaron valores similares entre sí, $1,02$ m en masas naturales y $0,97$ m en plantaciones.

En el caso del error multiplicativo las masas naturales tuvieron una media de $-0,01$ m y las plantaciones de $0,00$ m. En cuanto a los valores de la mediana fueron completamente coincidentes con los valores medios. La desviación típica fue muy parecida en ambos casos, siendo $0,06$ para las masas naturales y $0,08$ para las plantaciones. El test de Kolmogorov-Smirnov para dos muestras devolvió un p-valor menor al nivel de significancia ($\alpha = 0,05$), así se asumió que las distribuciones de error para masas naturales y plantaciones eran diferentes, analizándolas de forma separada.

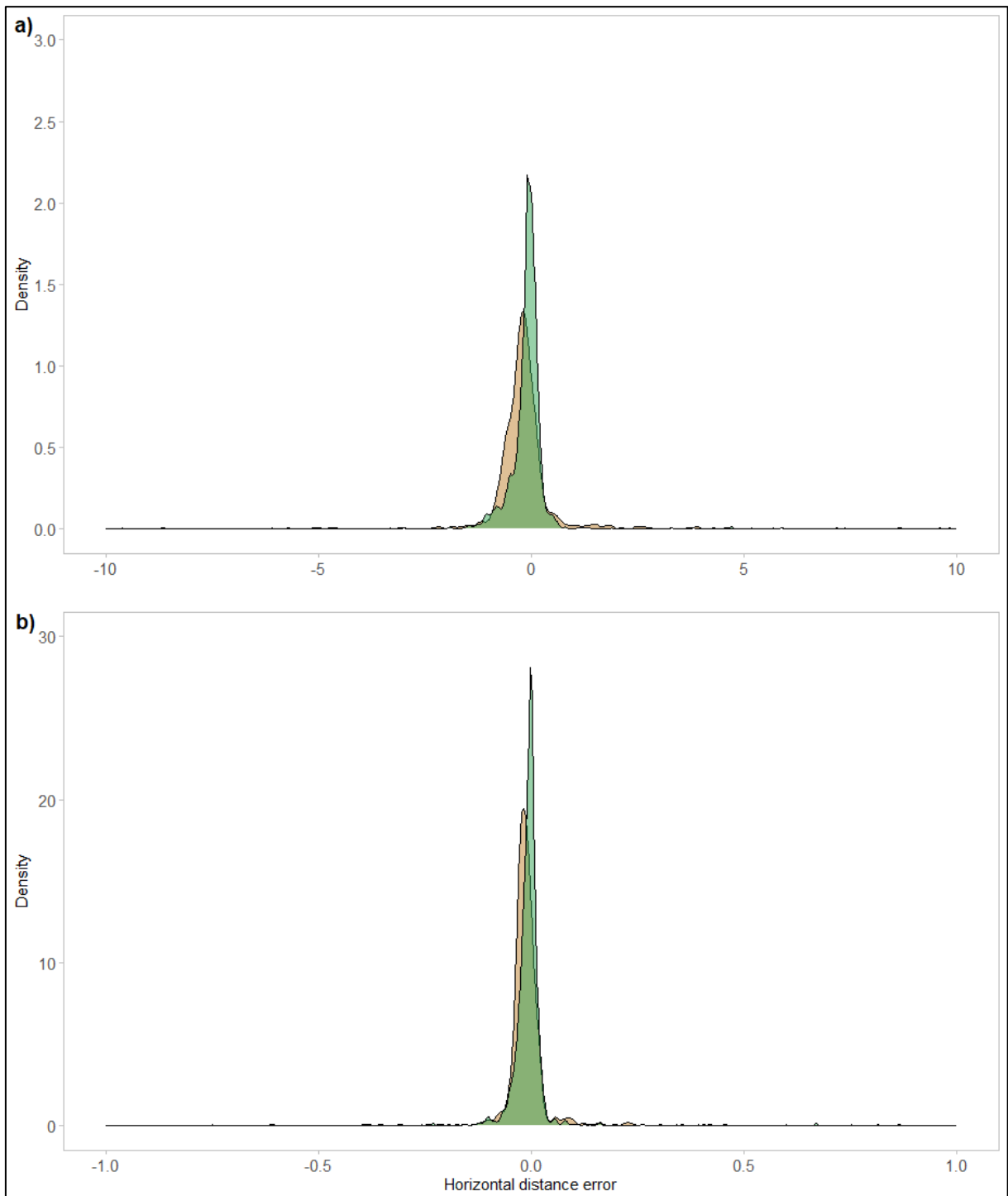


Figura 32. Funciones de densidad tipo kernel para los errores de medición en distancia horizontal en masas naturales (marrón) y plantaciones (verde) considerando errores aditivos (a) y errores multiplicativos (b).

Tabla 11. Análisis descriptivo de los errores de medición en distancia horizontal en masas naturales y plantaciones, considerando los errores como aditivos y multiplicativos.

		Min.	Q1	Med.	Mean	Q3	Max.	SD	MAD
Additive error	Natural Stands	-10,9	-0,40	-0,20	-0,24	0,00	5,90	1,02	0,30
	Plantations	-9,60	-0,20	-0,09	-0,42	0,07	10,94	0,97	0,16
Multiplicative error	Natural Stands	-0,61	-0,03	-0,01	-0,01	0,00	0,46	0,06	0,02
	Plantations	-0,75	-0,02	0,00	0,00	0,00	1,06	0,08	0,02

Min: minimum; Q1: first quartile; Med: median; Q3: third quartile; Max: maximum; SD: standard deviation; and MAD: mean absolute deviation.

Por otro lado, los resultados del test de Kolmogorv-Smirnov para una muestra, empleado para comprobar si se podía asumir una distribución paramétrica (normal, Cauchy o logística), mostró que todos los p-valores obtenidos eran menores a $\alpha = 0,05$, por lo tanto, no existieron evidencias para aceptar la hipótesis nula. Consecuentemente, se eligió la distribución empírica de los errores para realizar el proceso de simulación

4.5.2 Efecto del error de medición en distancia horizontal sobre la estimación de variables de rodal

La variabilidad de las estimaciones mostró unas tendencias muy similares en las tres variables estudiadas (Figura 33, Figura 34 y Figura 35), tendiendo a cero a medida que aumentó el radio de la parcela. Para el volumen y el área basimétrica de rodal, las tendencias presentaron patrones diferentes entre el error aditivo y el error multiplicativo, excepto en el caso en el que se dobló la desviación estándar. En términos generales, el error en distancia horizontal tuvo un menor impacto en las estimaciones finales cuando se asumió el error como multiplicativo.

En términos de volumen de rodal (Figura 33), las diferencias entre los percentiles descendieron a medida que aumentó el radio de parcela en todas las desviaciones estándar consideradas cuando se asumió que el error era aditivo. Cuando se dobló o dividió la desviación estándar de la distribución empírica de los errores se observó que el efecto incrementaba y disminuía sobre la variabilidad de las estimaciones finales, respectivamente, aunque la tendencia no cambió en términos generales. El comportamiento en ambas tipologías de masa fue muy similar, pero las plantaciones mostraron mayoritariamente valores más cercanos a cero. Cuando la desviación estándar se dividió a la mitad, las diferencias en términos absolutos no excedieron los $100 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ en ningún caso, mientras que cuando esta se dobló, las diferencias resultantes fueron de $424,14 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ en masas naturales y $194,81 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ para el percentil 95 %.

En el caso del error multiplicativo, cuando la desviación estándar de la distribución empírica de los errores fue dividida a la mitad, las diferencias en volumen de rodal se alejaron de cero en los primeros radios y luego fueron lentamente aproximándose a cero hacia los radios finales. Sin embargo, cuando se duplicó la desviación estándar, la tendencia fue similar a las obtenidas cuando se consideró el error como aditivo, con diferencias que convergieron a cero en valor absoluto cuando se aumentó el radio. Para el error multiplicativo, los mejores resultados se obtuvieron cuando se utilizó la desviación típica reducida a la mitad, con valores por debajo de $55 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ en términos absolutos, tanto en masas naturales como en

plantaciones, mientras que los peores se obtuvieron cuando se duplicó con valores por debajo de los $209,66 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ y $134,12 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ en términos absolutos para masas naturales y plantaciones, respectivamente.

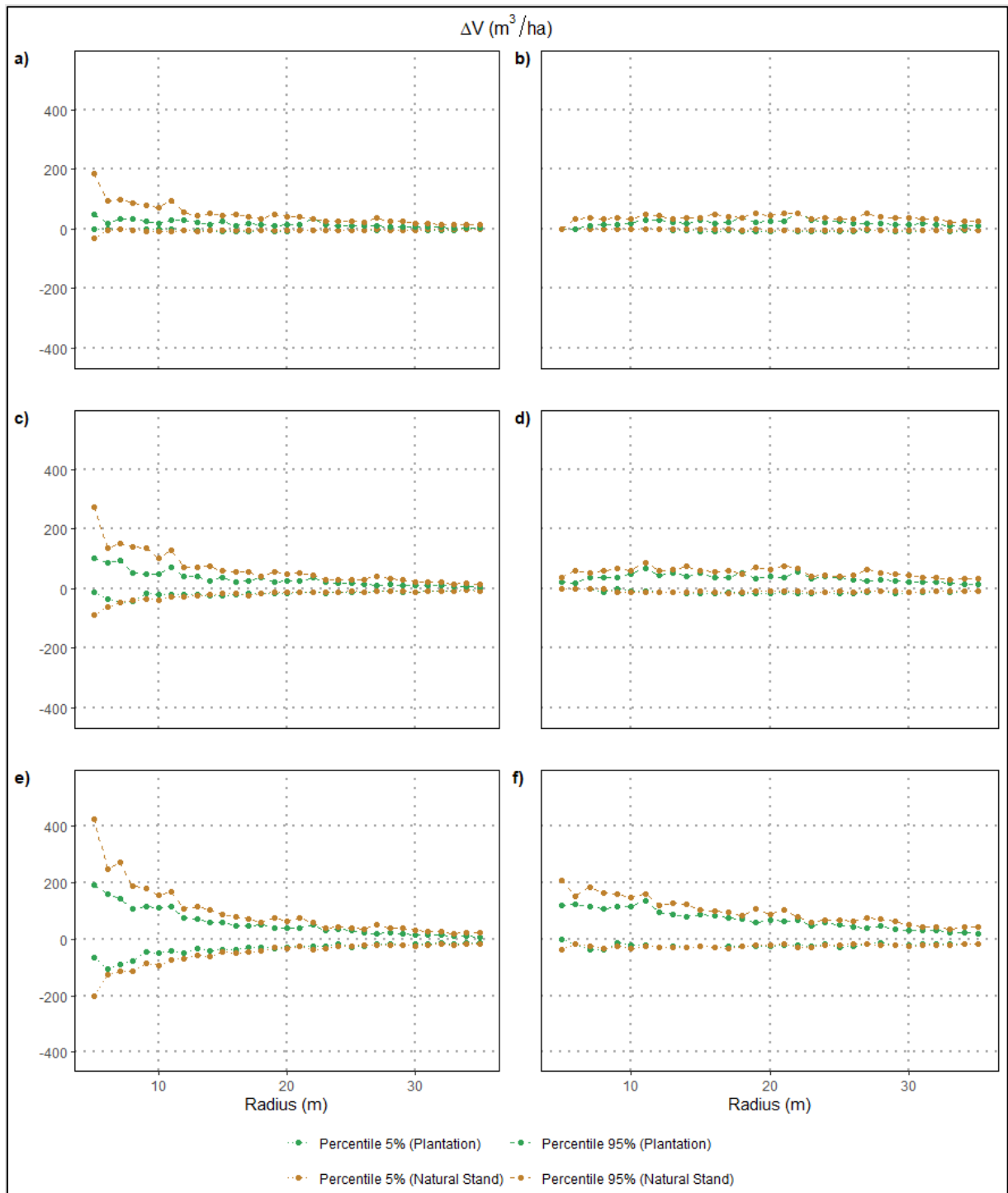


Figura 33. Percentiles 5% y 95% de las diferencias en volumen de rodal (ΔV , $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) en masas naturales (amarillo) y plantaciones (verde), considerando: el error aditivo dividiendo a la mitad la desviación estándar (a), el error multiplicativo dividiendo a la mitad la desviación estándar (b), el error aditivo con la desviación estándar observada (c), el error multiplicativo con la desviación estándar observada (d), el error aditivo con la desviación estándar multiplicada por dos (e) y el error multiplicativo con la desviación estándar multiplicada por dos (f).

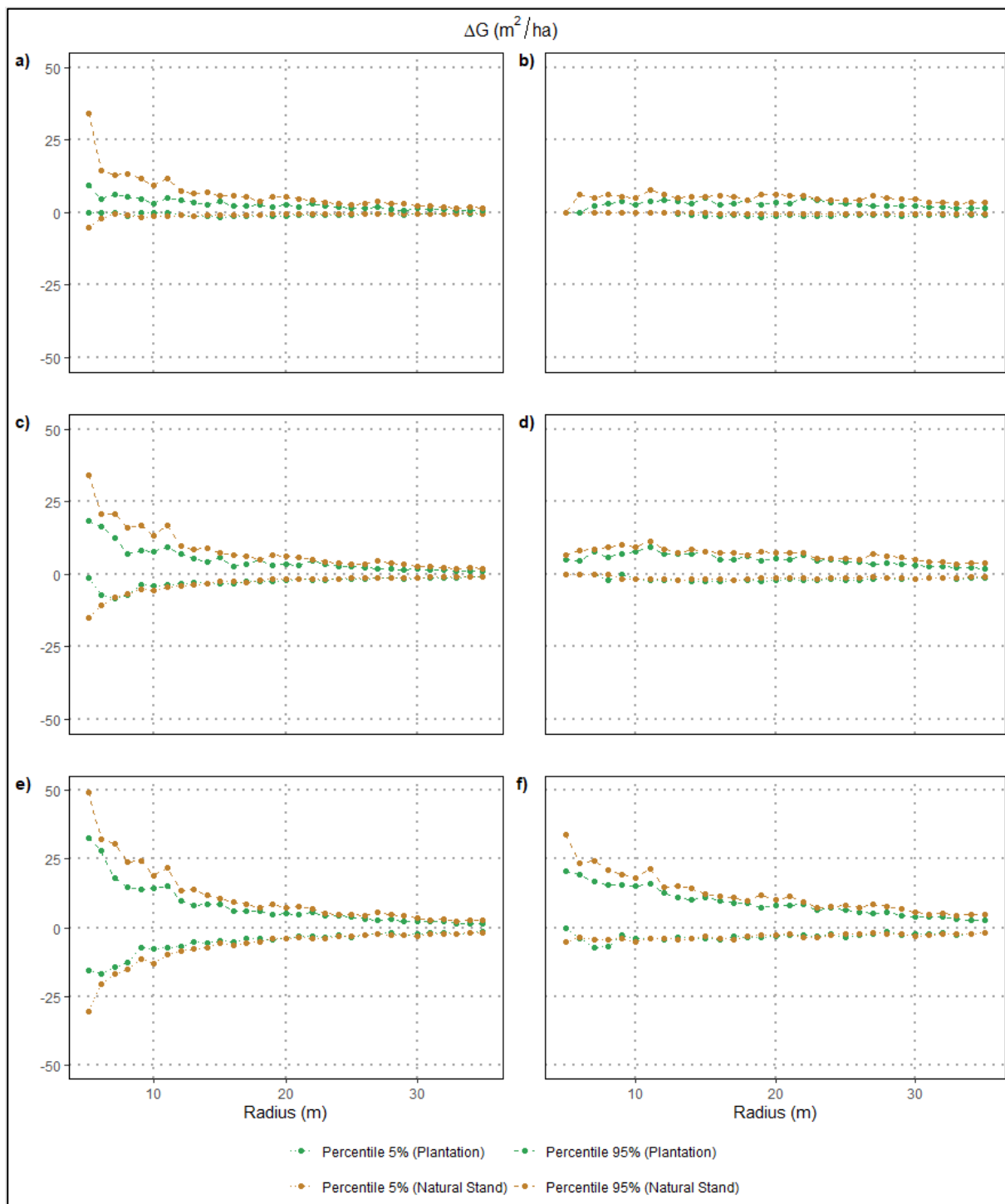


Figura 34. Percentiles 5 % y 95 % de las diferencias en área basimétrica del rodal (ΔG , $m^2 \cdot ha^{-1}$) en masas naturales (amarillo) y plantaciones (verde), considerando: el error aditivo dividiendo a la mitad la desviación estándar (a), el error multiplicativo dividiendo a la mitad la desviación estándar (b), el error aditivo con la desviación estándar observada (c), el error multiplicativo con la desviación estándar observada (d), el error aditivo con la desviación estándar multiplicada por dos (e) y el error multiplicativo con la desviación estándar multiplicada por dos (f).

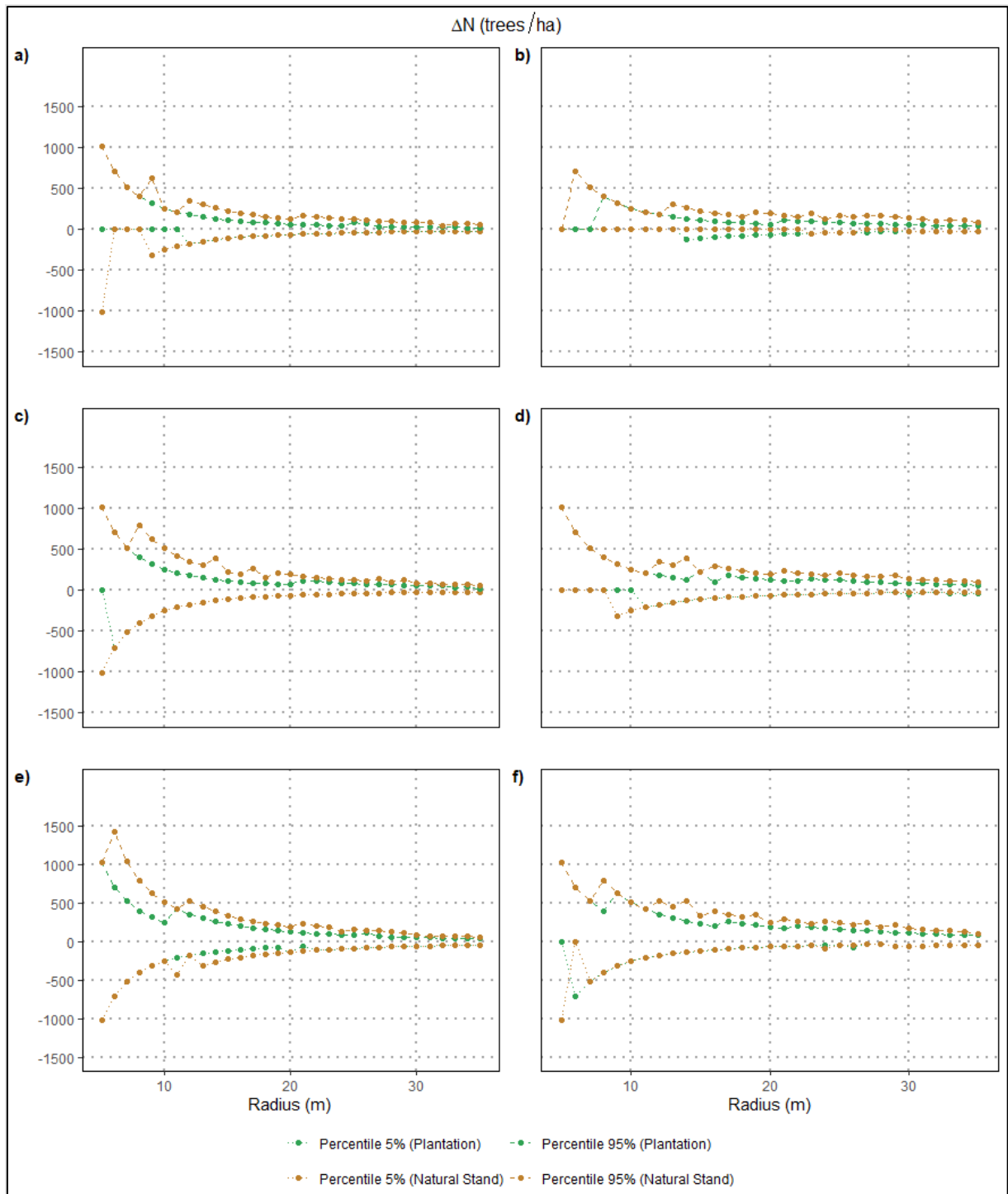


Figura 35 Percentiles 5 % y 95 % de las diferencias en densidad del rodal (ΔN , árboles \cdot ha⁻¹) en masas naturales (amarillo) y plantaciones (verde), considerando: el error aditivo dividiendo a la mitad la desviación estándar (a), el error multiplicativo dividiendo a la mitad la desviación estándar (b), el error aditivo con la desviación estándar observada (c), el error multiplicativo con la desviación estándar observada (d), el error aditivo con la desviación estándar multiplicada por dos (e) y el error multiplicativo con la desviación estándar multiplicada por dos (f).

En el caso del área basimétrica del rodal (Figura 34), como en el volumen de rodal, las diferencias entre los percentiles para masas naturales y plantaciones decrecieron a medida que aumentaron los radios de parcela cuando se consideró el error como aditivo. En ambos casos

las diferencias en las estimaciones del área basimétrica del rodal fueron menores en términos absolutos para las plantaciones. Como ocurrió en el caso anterior, los mejores valores se obtuvieron cuando la desviación estándar fue dividida a la mitad, siendo, en términos absolutos, $33,95 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ para las masas naturales y $9,33 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ para las plantaciones. Por el contrario, los peores valores fueron obtenidos cuando se duplicó la desviación estándar, con $49,20$ y $32,52 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ como valores absolutos más alejados de cero para las masas naturales y plantaciones, respectivamente.

Cuando se consideró el error como multiplicativo, las tendencias fueron similares empleando la desviación estándar observada y dividida a la mitad, mientras que fueron diferentes cuando esta se duplicó. En los dos primeros la tendencia inicialmente se alejó del cero, pero después a medida que aumentaba el radio se fue aproximando lentamente. En el último caso, la tendencia, en términos absolutos, fue siempre decreciente tendiendo a cero a medida que aumentaba el valor del radio. Al igual que en el caso del error aditivo, las menores diferencias en el área basimétrica del rodal, en términos absolutos, se obtuvieron cuando la desviación estándar se dividió a la mitad, con valores máximos de $7,71 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ para las masas naturales y $5,17 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ para las plantaciones. En cambio, las mayores diferencias se obtuvieron cuando se duplicó la desviación estándar arrojando unos valores de $33,95$ y $20,48 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ para masas naturales y plantaciones, respectivamente.

4.5.3 Número de árboles en función al tamaño de parcela

Como información adicional, derivada de los procesos de simulación realizados para las masas naturales y las plantaciones, la Figura 36 muestra los diagramas de cajas correspondientes al número de árboles implicados en el proceso de estimación de las variables de rodal, es decir aquellos árboles implicados en el cálculo de V_{ik} , G_{ik} y N_{ik} , para los diferentes radios simulados. Aunque los valores medios fueron similares en las masas naturales y las plantaciones, la variabilidad del número de árboles fue notablemente mayor en las masas naturales. Estos resultados pueden interpretarse como una medida del esfuerzo de medición a medida que el radio de la parcela aumenta, pero también como un elemento de diseño para promediar los errores aleatorios.

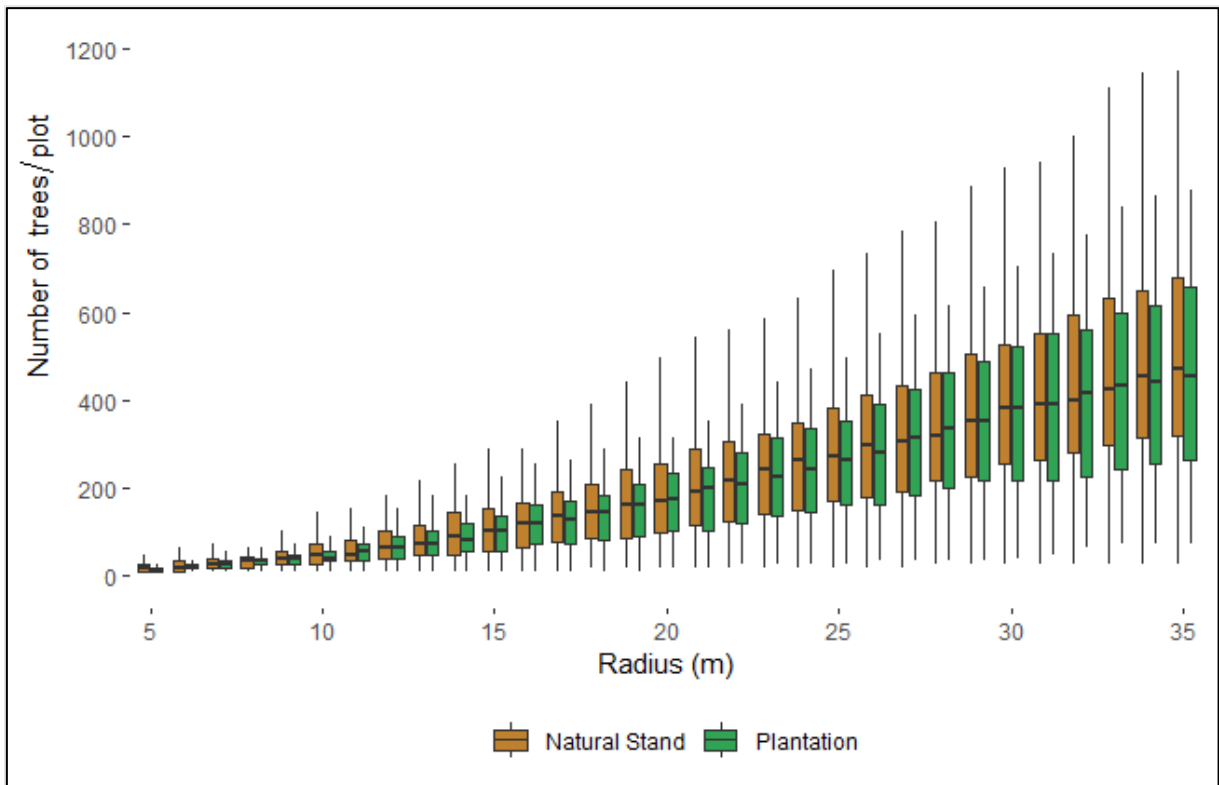


Figura 36. Diagramas de caja con el número de árboles implicados en la estimación de las variables de rodal, considerando las posiciones iniciales de los árboles.

4.6 EFECTO DE COMBINAR DIFERENTES TAMAÑOS DE VENTANA LiDAR CON DIFERENTES TAMAÑOS DE PARCELA SOBRE EL AJUSTE DEL MODELO

4.6.1 Indicadores de la bondad de ajuste de los modelos ajustados

Los indicadores de bondad del ajuste (R^2_{adj} y $RMSE$) de los modelos ajustados en este estudio mostraron mejores valores en las combinaciones que se utilizaban parcelas LiDAR un poco más pequeñas que las parcelas de campo. Esto ocurrió en las dos nubes de puntos empleadas FD y LD (Figura 37 y Figura 38). Además, en ambos casos, los valores fueron mejorando a medida que los tamaños de parcela LiDAR y de campo se incrementaban. El valor máximo del R^2_{adj} (0,9670) y el mínimo de $RMSE$ ($18,7820 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) se produjo cuando r_f fue 40 m y r_l 34 m en el caso que se empleó FD . Por otro lado, usando LD , el R^2_{adj} máximo fue de 0,9619, cuando r_f fue 40 m y r_l 36 m. El $RMSE$ mínimo fue de $19,5934 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ y se produjo en la combinación de $r_f = 40 \text{ m}$ y $r_l = 35 \text{ m}$.

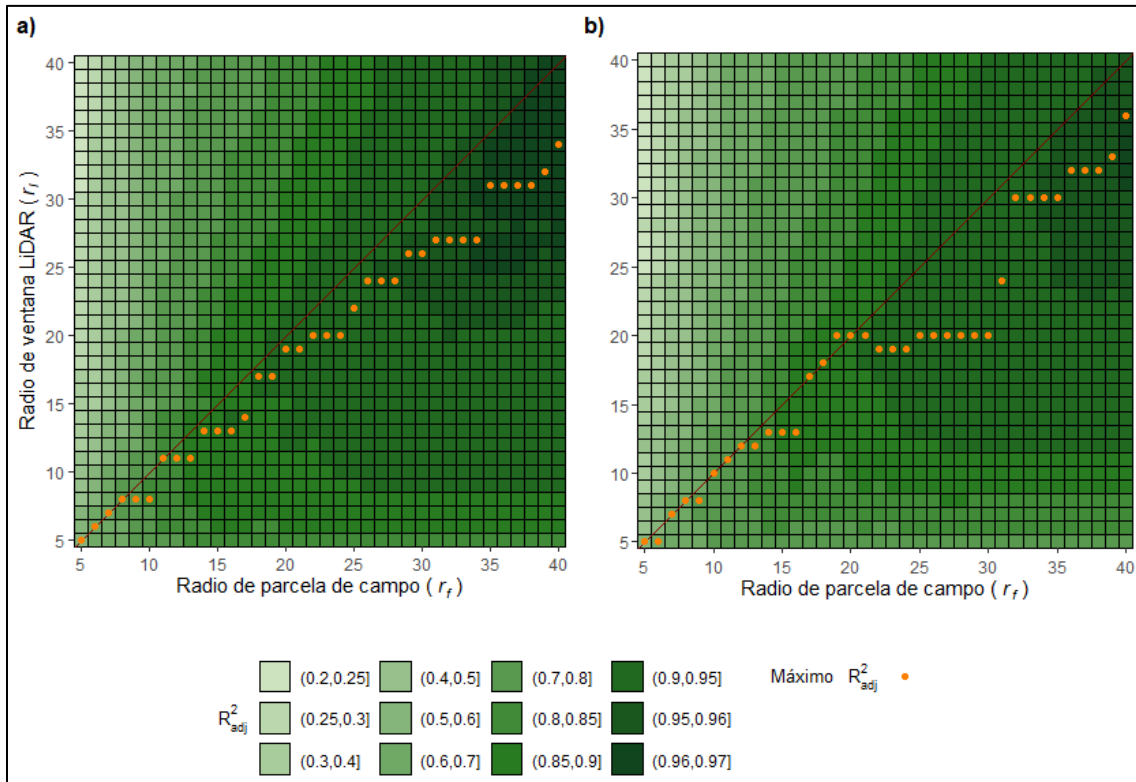


Figura 37. Mapa de calor con los R^2_{adj} para los 1.296 modelos ajustados. a) nube de puntos con 577 puntos $\cdot m^{-2}$ y b) nube de puntos con 0,5 puntos $\cdot m^{-2}$.

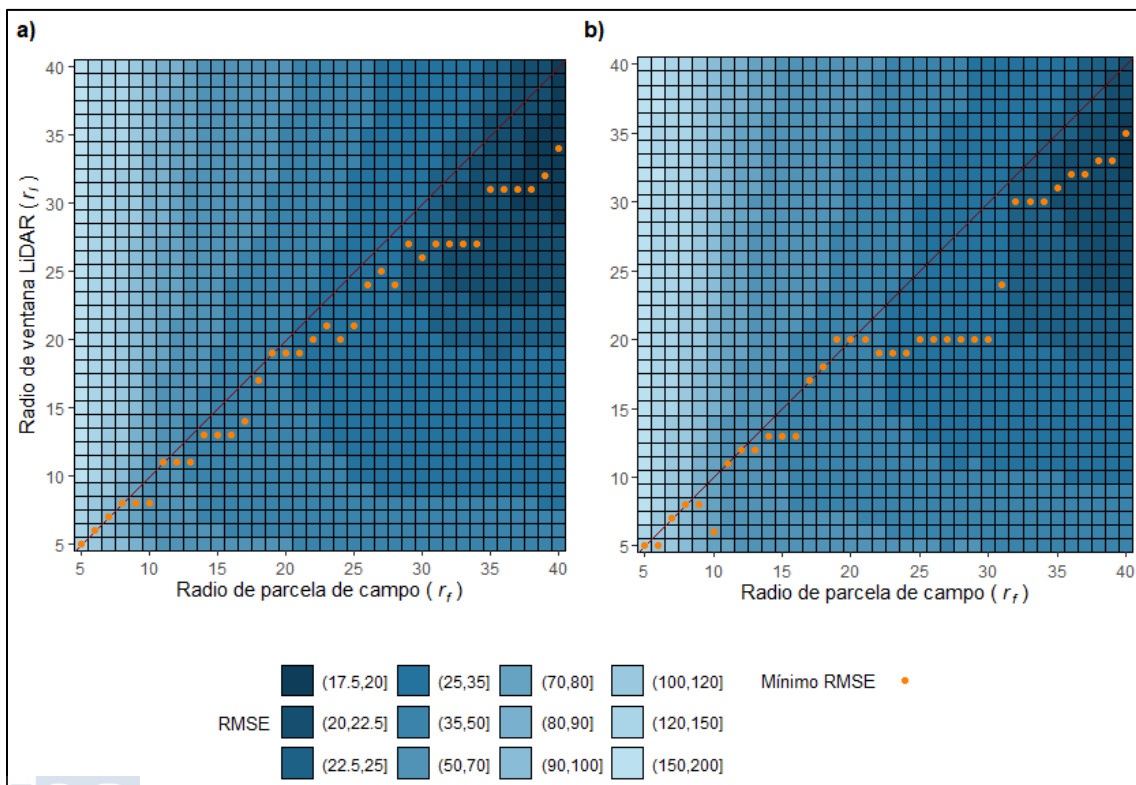


Figura 38. Mapa de calor con los $RMSE$ para los 1.296 modelos ajustados. a) nube de puntos con 577 puntos $\cdot m^{-2}$ y b) nube de puntos con 0,5 puntos $\cdot m^{-2}$.

Los valores de R^2_{adj} y $RMSE$ fueron ligeramente mejores cuando se usó la nube de puntos FD en lugar de la LD . Los mejores valores de R^2_{adj} y $RMSE$ mostraron una distribución más lineal cuando se empleó FD y no LD . Por otro lado, en ambos casos, los mejores valores se alejaron de la línea 1:1 a medida que el valor de r_f aumentó.

La desviación estándar del R^2_{adj} (S_R) decreció a medida que el r_f aumentó hasta los 27 m ($S_R = 0,0245$) en el caso de FD (Figura 39a). A partir de ahí aumenta a un ritmo menor, obteniendo un valor de 0,0326 a 40 m. La mayor desviación típica se produjo cuando r_f fue de 6 m ($S_R = 0,1050$). Utilizando LD ocurrió algo similar, la desviación estándar más pequeña fue de 0,0355 con un r_f de 21 m, y el mayor valor de desviación típica ($S_R = 0,0882$) se obtuvo con un r_f de 6 m. Por último, cuando la r_f fue de 40 m, el valor de S_R fue de 0,0483 (Figura 39b).

Por el contrario, el S_R aumentó a medida que el r_l se incrementó hasta los 37 m para FD y 32 m para LD (Figura 39c y Figura 39d). A continuación, los valores de S_R descendieron hasta los 0,1950 y 0,2043 para FD y LD , respectivamente. Los valores más bajos se obtuvieron cuando r_l fue de 5 m, 0,0649 para FD y 0,0573 para LD .

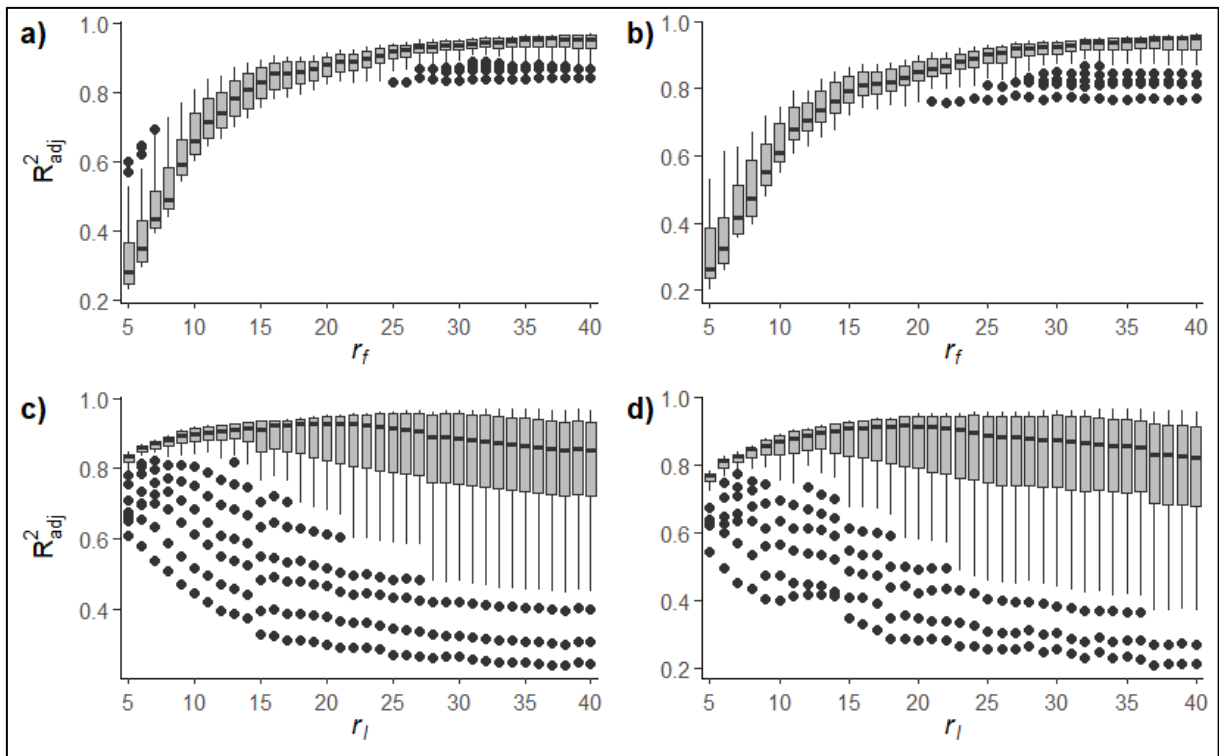


Figura 39. a) Diagrama de cajas de los valores de R^2_{adj} para cada r_f usando FD ; b) Diagrama de cajas de los valores de R^2_{adj} para cada r_f usando LD ; c) Diagrama de cajas de los valores de R^2_{adj} para cada r_l usando FD ; y d) Diagrama de cajas de los valores de R^2_{adj} para cada r_l usando LD .

Las medianas de los valores de R^2_{adj} (M_R) para cada r_f se incrementaron a medida que este aumentó hasta los 37 m con una M_R de 0,9543 en el caso que se empleó FD (Figura 39a). Sin embargo, cuando se empleó LD se incrementó hasta $r_f = 40$ m con un valor de 0,9494 (Figura 39b). Por otro lado, los valores de M_R tuvieron un incremento hasta los 20 m ($M_R = 0,9269$)

para FD y 19 m ($M_R = 0,9128$) para LD , luego los valores de M_R descendieron de forma lenta (Figura 39c y Figura 39d).

Al analizar la evolución del $RMSE$ (Figura 40) se observó que seguía una tendencia similar al R^2_{adj} . La desviación típica (S_{RMSE}) disminuyó a medida que el r_f aumentó hasta los 26 m en el caso que se empleó FD ($S_{RMSE} = 4,55 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) y hasta los 19 m en el caso de LD ($S_{RMSE} = 5,12 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Luego, el $RMSE$ tiene una tendencia ascendente hasta el r_f máximo, dando unos valores de S_{RMSE} 6,22 y 7,40 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para FD y LD , respectivamente. En otro sentido, los valores peores se obtuvieron cuando el r_f fue de 5 m con un S_{RMSE} de 13,75 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ usando FD y para LD cuando el r_f fue de 6 m ($S_{RMSE} = 11,97 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Por el contrario, cuando se analizó el $RMSE$ en función del r_l , se observó que el S_{RMSE} se incrementaba a medida que el r_l aumentaba hasta los 32 m con unos valores de S_{RMSE} de 39,65 y 40,89 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ para FD y LD . Luego estos valores descendieron hasta los 38,91 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para FD y 39,95 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ para LD cuando r_l fue de 40 m. Los valores mínimos de S_{RMSE} se obtuvieron con un r_l de 5 m para ambos casos y cuyos valores de S_{RMSE} fueron de 20,55 y 21,05 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para FD y LD , respectivamente.

Las medianas del $RMSE$ (M_{RMSE}) disminuyeron a medida que el r_f aumentaba hasta los 37 m cuando se usó FD ($M_{RMSE} = 22,69 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) y hasta los 40 m con LD ($M_{RMSE} = 22,58 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$). Por otro lado, cuando se enfrenta la M_{RMSE} al r_l presentó una tendencia descendente hasta los 20 y 19 m para FD y LD , respectivamente, con unos valores de M_{RMSE} de 31,88 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ para FD y 33,95 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ para LD .

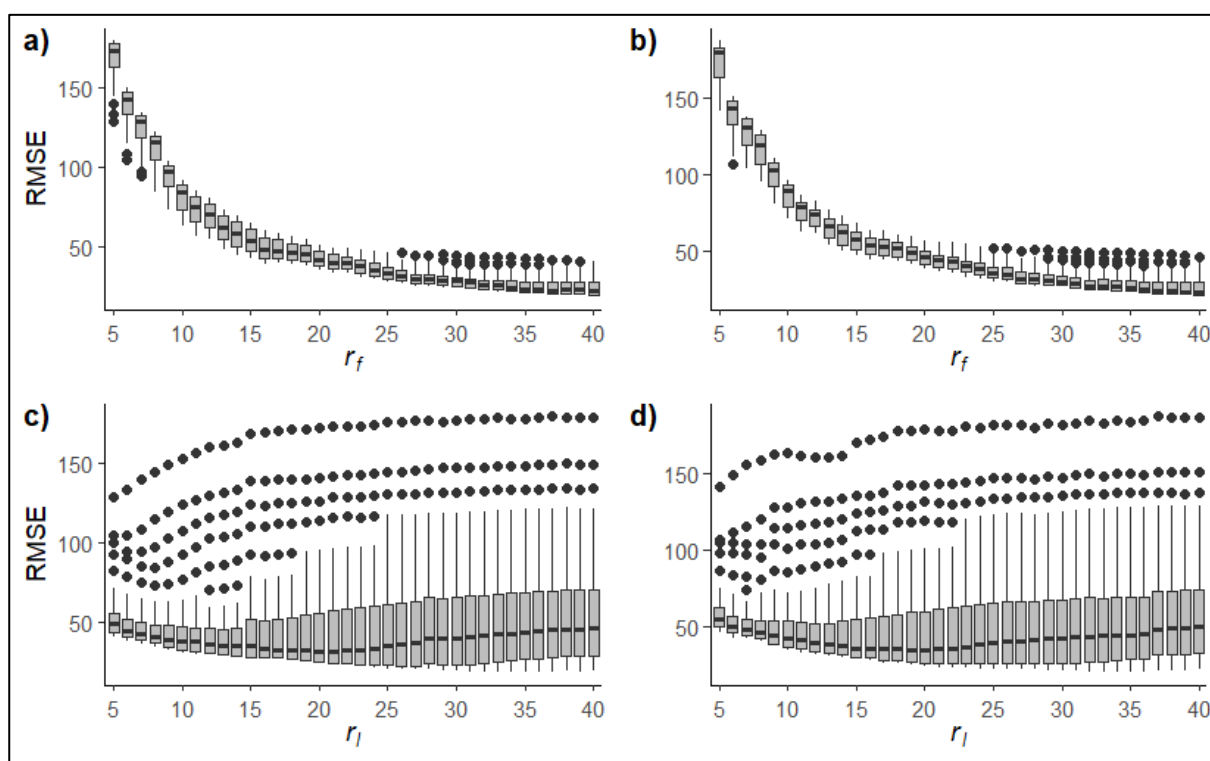


Figura 40. a) Diagrama de cajas de los valores de $RMSE$ para cada r_f usando FD ; b) Diagrama de cajas de los valores de $RMSE$ para cada r_f usando LD ; c) Diagrama de cajas de los valores de $RMSE$ para cada r_l usando FD ; y d) Diagrama de cajas de los valores de $RMSE$ para cada r_l usando LD .

4.6.2 Variables independientes de los modelos ajustados

El percentil 95 % de las alturas ($zq95$) fue la variable independiente que apareció en todos los modelos ajustados para los dos casos considerados en este estudio, FD y LD . El segundo lugar fue ocupado por la variable independiente coeficiente de variación de la densidad del área foliar (lad_cv) apareciendo en 1279 modelos cuando se empleó FD y 1259 en el caso de LD . Por el contrario, la última posición fue ocupada por la desviación media absoluta de la mediana de las alturas ($zmadmedian$) en el caso de FD y la proporción de retornos entre 10 y 20 m (pz_10_20) en LD . El número total de variables independientes que han aparecido en el ajuste del modelo han sido 16 y 24 para FD y LD , respectivamente (Figura 41).

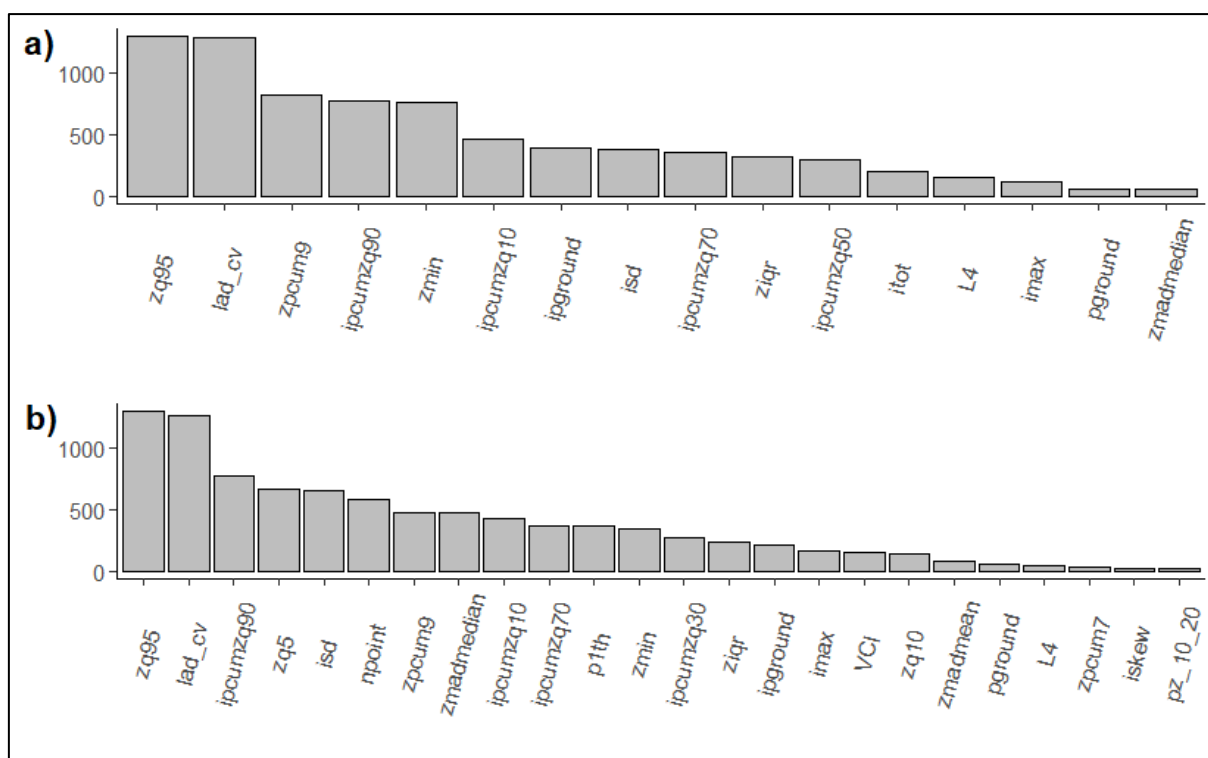


Figura 41. a) Número de veces que ha aparecido cada variable en el ajuste de los modelos en el caso que se empleó la nube de puntos FD , y b) Número de veces que ha aparecido cada variable en el ajuste de los modelos en el caso que se empleó la nube de puntos LD .

Tras estandarizar los parámetros resultantes para cada una de las variables independientes en los modelos ajustados, se observó que la variable $zq95$ fue la que presentó un mayor peso sobre la variable respuesta en ambos casos (Figura 42). El lad_cv ocupó la quinta posición en el caso de FD y la segunda en LD .

A partir de aquí, en este estudio, los resultados mostrados a continuación solo hacen referencia a la variable $zq95$ ya que fue la variable que más apareció en los modelos ajustados y que mostró un mayor efecto sobre la variable respuesta. Además, solo se utilizará la nube de puntos FD debido a que no se encontraron diferencias significativas con la nube de puntos de menor densidad LD .

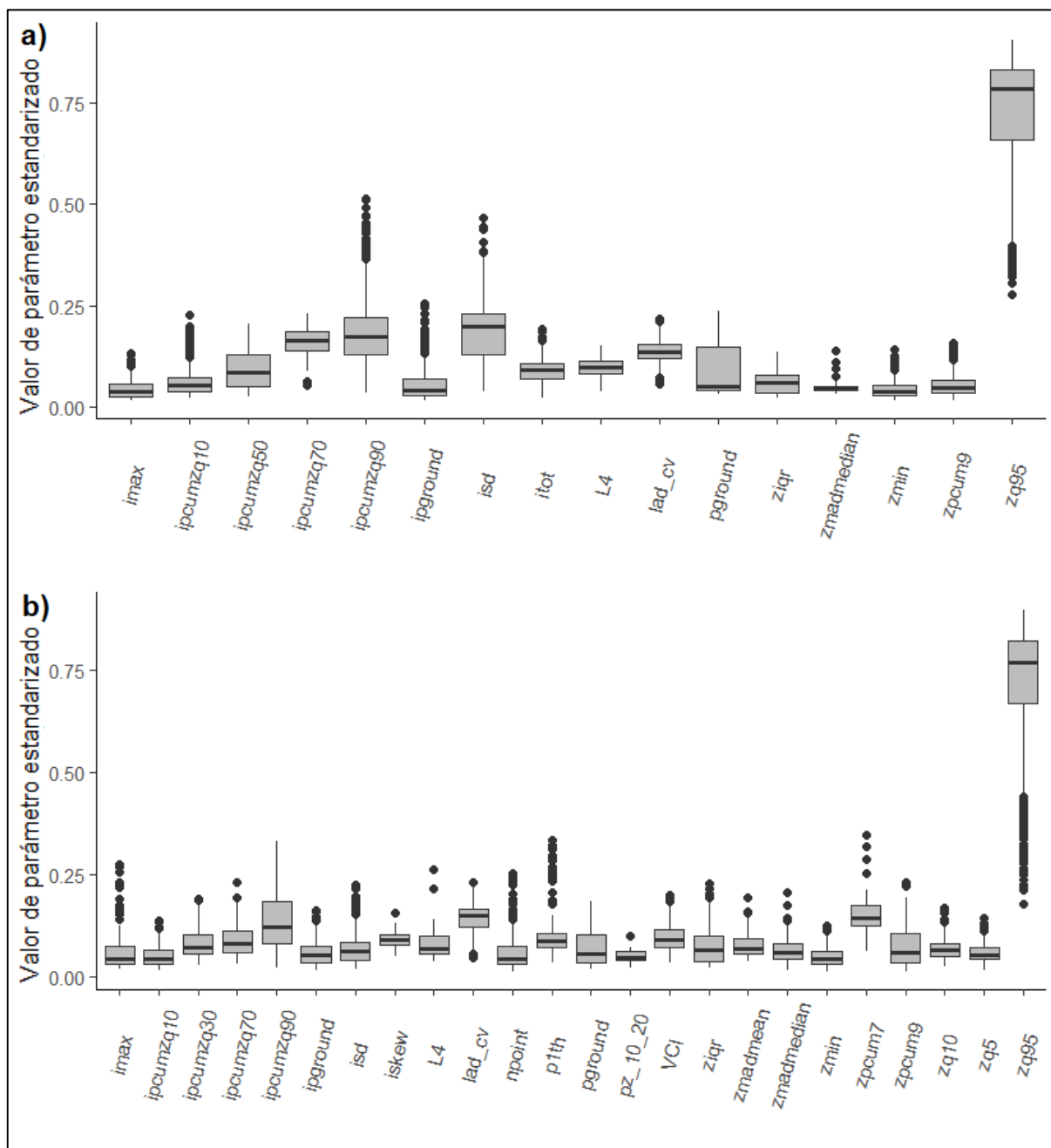


Figura 42. a) Diagrama de cajas de los valores de los parámetros estandarizados en los modelos ajustado cuando se empleó *FD*, y b) Diagrama de cajas de los valores de los parámetros estandarizados en los modelos ajustado cuando se empleó *LD*.

4.6.3 Ratio de convergencia entre las variables LiDAR y la variable volumen

Como valor de referencia poblacional, para este estudio se empleó el valor medio obtenido con las parcelas de mayor tamaño ($r_f = 40$ m). En términos de V , la variabilidad entre parcelas de la malla de muestreo presentó una tendencia decreciente a medida que aumentó el radio de la parcela de campo (Figura 43a). La media de los valores de V para cada r_f fue muy cercana al valor poblacional ($255,46 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) estabilizándose en torno a él a partir de los 8 m de r_f .

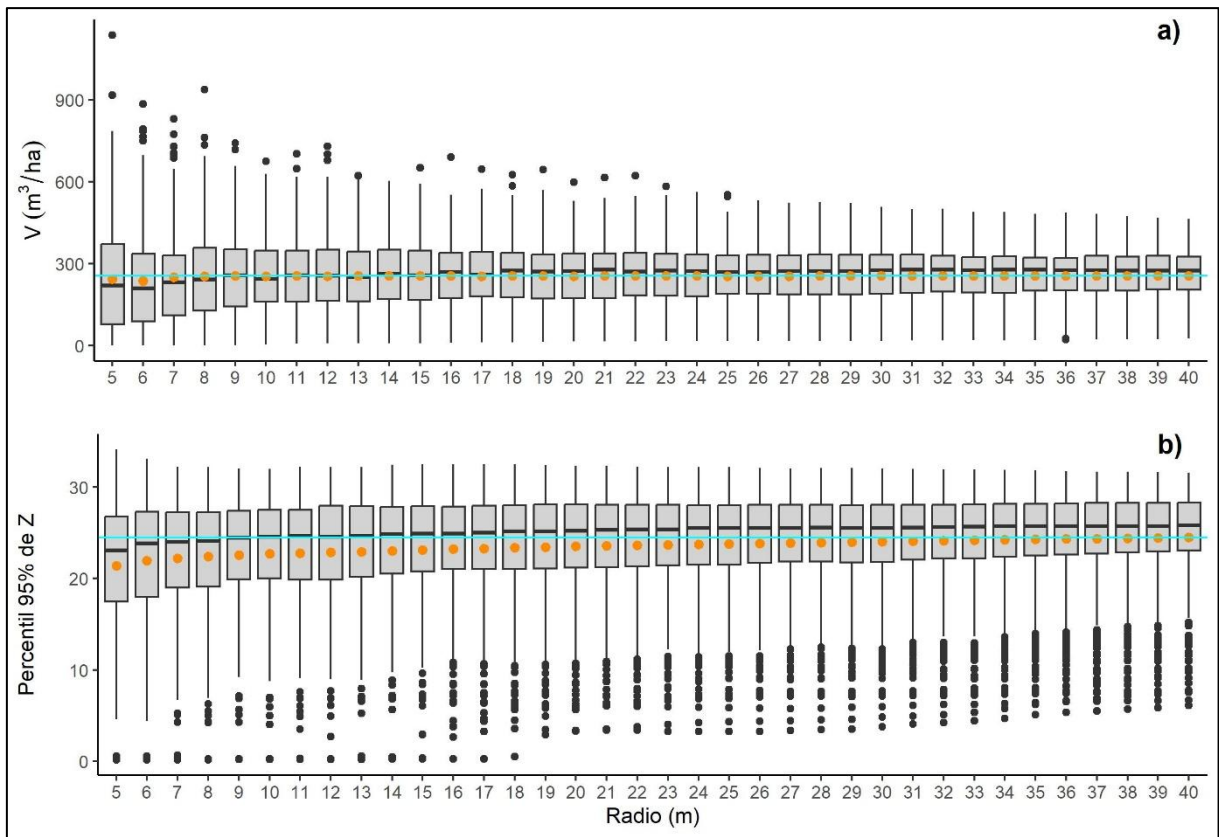


Figura 43. a) Diagrama de cajas de los valores de V para cada parcela de muestreo y cada r_f , y b) Diagrama de cajas de los valores del percentil 95 % de las alturas para cada parcela de muestreo y cada r_f . La línea azul representa el valor de referencia poblacional y los puntos naranjas la media para cada radio.

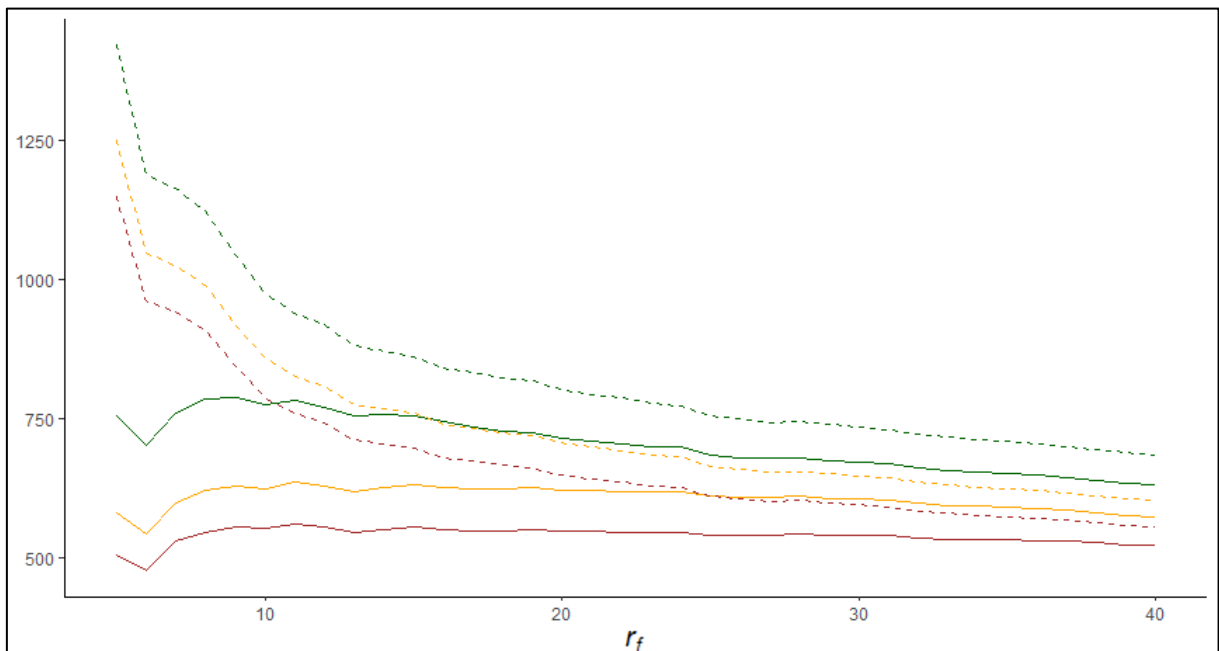


Figura 44. Las líneas cortadas representan la covarianza entre el V y $zq95$, mientras que las líneas solidas representan el producto entre sus desviaciones estándar. Las líneas verdes hacen referencia a parcelas LiDAR de radio 10 m, las amarillas a parcelas LiDAR de radio 25 m y las marrones a parcelas LiDAR de radio 40 m.

En cuanto a $zq95$, al igual que en el V , la variabilidad de $zq95$ tendió a disminuir a medida que el r_f aumentaba (Figura 43b). En este caso, las medias de $zq95$ tardaron más en converger a valor próximos al valor poblacional de referencia (24,48 m) que en el caso del V consiguiendo estabilizarse a partir de un r_f de 30 m.

La covarianza entre el V y $zq95$ y el producto de sus desviaciones típicas disminuyeron a medida que aumentaba el tamaño de la parcela LiDAR y la parcela de campo. La covarianza disminuyó a un mayor ritmo que el producto de las desviaciones típicas, estabilizándose en un radio de parcela de campo de 30 m y teniendo una pendiente similar al producto de las desviaciones típicas (Figura 44).

Como puede observarse en la Figura 45, la desviación típica del V es inferior en términos relativos a la de $zq95$. La tasa de reducción de la desviación típica del V fue mayor en los primeros radios que en el caso de $zq95$, la cual presentó una tendencia más lineal y estable. A partir de los 20 m de radio de parcela de campo, la desviación típica del V se estabiliza y su tasa de reducción tiende a ser más constante.

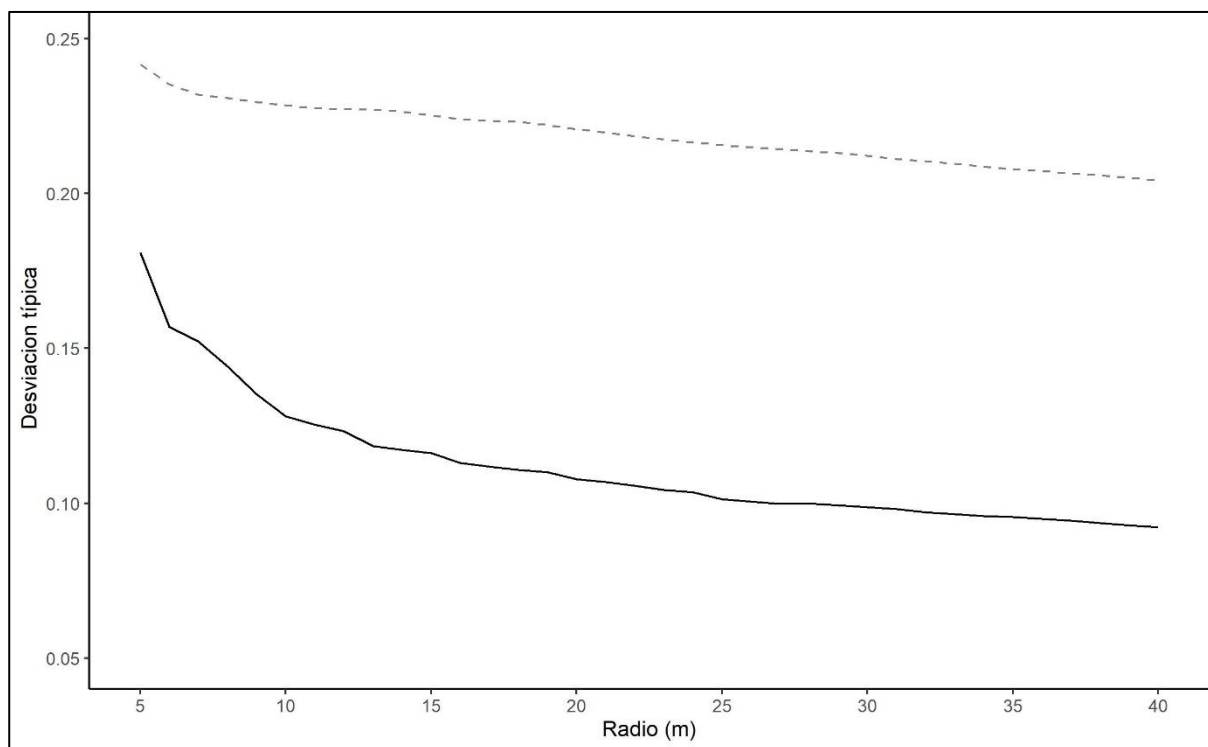


Figura 45. Desviación típica de las variables reescaladas. La línea continua representa la desviación típica del V mientras que la línea discontinua representa la desviación estándar del $zq95$. El eje x se refiere al radio de parcela de campo.

5. DISCUSIÓN

* Esta sección se ha reproducido parcialmente de: Rodríguez-Ruiz, J.^a, Martínez-Calvo, A.^a, Pérez-Cruzado, C.^a (2025). Designing circular fixed-area plots in large-scale forest inventories: effect of horizontal distance measurement uncertainty and tree position pattern. *Canadian Journal of Forest Research*, 55, 1-14. ISSN: 1208-6037. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2024-0307>

^a Proyectos y Planificación (PROEPLA), Departamento de Producción Vegetal y Proyectos de Ingeniería, Escuela Politécnica Superior de Ingeniería, Campus Terra, Universidade de Santiago de Compostela, 27002 Lugo, Spain.

5. DISCUSIÓN

En la actualidad, la armonización y estandarización de las metodologías y los reportes finales de los sistemas de monitorización forestal es uno de los grandes retos de este tipo de proyectos y sobre el cual quedan numerosas cuestiones por abordar. El fin principal de la armonización es conseguir resultados comparables a un nivel superior, ya que hay una gran heterogeneidad entre los bosques de las diferentes áreas geográficas del mundo, ocasionando que las características de cada uno de los sistemas de monitorización forestal sean muy diversas entre sí y, de acuerdo con McRoberts et al. (2010), se justifica que así sea para conseguir la adecuación a cada uno de sus fines particulares. De no ser por ello el proceso de estandarización y armonización sería relativamente sencillo (Kangas et al., 2019). Han sido numerosos los trabajos relacionados con la armonización de los sistemas de monitorización forestal que buscaban armonizar diferentes elementos de los sistemas de monitorización forestal como, por ejemplo: las definiciones de referencia (Gschwantner et al., 2009; Ståhl et al., 2012; Vidal et al., 2008), la metodología empleadas (Alberdi et al., 2018; Genet et al., 2011; Gschwantner et al., 2019, 2024; Neumann et al., 2016) o los reportes de los resultados obtenidos (Köhl et al., 2000; Ståhl et al., 2012; Tommpo et al., 2010; Vidal et al., 2016). Sin embargo, un aspecto de la armonización que no ha sido adecuadamente abordado hasta el momento es aquel relacionado con el proceso de diseño y puesta en marcha de los sistemas de monitorización forestal, aspecto abordado en la presente tesis doctoral.

Un ejemplo de armonización de estimaciones a mayor escala en base a sistemas de monitorización forestal independientes son las evaluaciones de los recursos forestales mundiales (FRA, por sus siglas en inglés) de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, conocida como FAO, mediante las que se han monitoreado los bosques a nivel mundial de forma periódica utilizando la información de las estadísticas nacionales. En la FRA elaborada en el año 2000 se prestó especial atención a la armonización de las variables para las estadísticas internacionales, pidiendo a los países que las comunicaran acorde a las definiciones establecidas en común y, en caso de que estas difiriesen, informasen de los avances para derivar el proceso hacia su estandarización. Luego, en el año 2004 se inició la “COST action E43” cuyo objetivo principal fue mejorar y armonizar los inventarios forestales nacionales existentes en Europa. Como objetivos secundarios tenían el apoyo al desarrollo de nuevos inventarios, ayudando a cumplir los requisitos demandados, y promover el uso de métodos científicos y validados en el diseño de estos. De igual manera, existen asociaciones como la European National Forest Inventory Network (ENFIN, por sus siglas en inglés) que consiste en una asociación de 34 miembros encargados de los inventarios forestales nacionales de 31 países europeos que tienen como objetivo común aunar los esfuerzos en obtener datos que puedan ser interpretados en toda Europa indistintamente del país.

Por lo general, los esfuerzos de armonización se basan en un enfoque ascendente que utiliza los diseños de inventarios ya existentes (Köhl et al., 2000) con el fin de mantener los objetivos originales de cada sistema de monitorización, pero existen algunos trabajos que se centran en métodos de conversión que permitan obtener estimaciones comparables (McRoberts et al., 2009, 2010, 2012). Ståhl et al. (2012) profundizó sobre los métodos de conversión, denominados *bridges*, haciendo alusión a un puente o enlace que permite conectar las definiciones locales y las definiciones de referencia entre sí. En su trabajo se focaliza en los tres

tipos de métodos de conversión: reductor, neutral y expansivo. En primer lugar, los métodos reductores (*reductive bridges*) se basan en que la definición local es más amplia que la de referencia, por lo que para llevar a cabo su conversión solo hay que excluir las partes innecesarias de la definición local. En segundo lugar, los métodos neutrales (*neutral bridges*) recogen aquellos casos en los que la definición local y la de referencia se corresponden perfectamente. Por último, los métodos expansivos (*expansive bridges*) se llevan a cabo cuando la definición de referencia es más amplia que la local y por lo tanto falta información. En estos casos suele emplearse información auxiliar para llevar a cabo la conversión. Asimismo, en su trabajo determinó un árbol de decisión sobre qué estrategia tomar a la hora de estandarizar la definición local. En este sentido, antes de la estandarización es muy importante evaluar la información que se tiene para decidir que estrategia es la que se debe realizar.

Es por todo ello por lo que queda patente la necesidad de armonizar los distintos sistemas de monitorización forestal a nivel internacional, volviéndose así en un elemento crucial en la toma de decisiones conjuntas a gran escala, como pueden ser las estrategias enfocadas en la lucha contra el cambio climático. Asimismo, permite la comparabilidad directa y la interoperabilidad con otras fuentes de información externas, que en muchas ocasiones pueden satisfacer necesidades específicas. Es por ello por lo que algunos organismos decidieron establecer instrumentos obligatorios cuyo fin último es la estandarización de los reportes finales de los diferentes inventarios forestales nacionales. Un ejemplo de ello es la propuesta de Reglamento Europeo para conseguir unos bosques resilientes por parte de la Comisión Europea, ya mencionada en la introducción (Comisión Europea, 2023a). Sin embargo, parece lógico considerar que el proceso de armonización debe comenzar en el momento en el cual se plantea el diseño del sistema, ya que es en ese momento en el que se toman la mayor parte de las decisiones técnicas, y algunas de ellas condicionan en gran medida las funcionalidades del sistema.

A tal respecto, la falta de unas directrices claras para el proceso de diseño e implementación puede haber contribuido a que no se haya conseguido una mayor eficacia en el proceso de armonización, ya que es durante esta fase de diseño donde se analizan diferentes alternativas y se evalúan las necesidades de información a satisfacer. En este sentido, la información sobre tareas relacionadas con el proceso de diseño y puesta en marcha de los sistemas de monitorización forestal a gran escala es escasa y poco explícita en la literatura científica y técnica, y esto hace que solo un conjunto reducido de expertos tenga conocimientos sobre este procedimiento. La oportunidad de participar en el diseño y puesta en marcha de un sistema de monitorización forestal desde sus inicios es algo poco frecuente, en gran parte debido a las pocas modificaciones en materia de diseño de los sistemas de monitorización forestal. En Tomppo et al. (2010) se recoge información sobre gran parte de los inventarios forestales nacionales a nivel mundial y se puede ver como en muchos casos los diseños no variaron desde su primer ciclo, extendiéndose así durante varias décadas.

A pesar de esto, existen algunos trabajos que tratan sobre la planificación de tareas para llevar a cabo un inventario forestal (Husch, 1971; Husch et al., 2002; Kershaw et al., 2016). Estos trabajos, aunque mencionan tareas relacionadas con la identificación de necesidades y la implementación, se centran sobre todo en la parte relacionada con el diseño muestral, observacional y estimacional. El conjunto de estas actividades es aplicable a inventarios

forestales de diferentes escalas, desde inventarios a escala monte hasta inventarios nacionales. Cuando se habla de sistemas de monitorización forestal a gran escala, es fundamental centrar la mayor parte de los esfuerzos en las actividades iniciales relacionadas a la identificación de las necesidades de información a las que deben dar respuesta, las cuales generalmente son cuantiosas debido al gran número de agentes interesados que presentan estos sistemas. En base a estas necesidades de información se determinarán los requisitos funcionales del proyecto. Son pocos los autores que focalizaron sus trabajos en la caracterización de las necesidades de información a las que debe dar respuesta el sistema de monitorización forestal. Kleinn et al., (2010) señala que pocos planificadores de inventarios forestales integraron las necesidades de información en el proceso durante la década de 1970. En este mismo trabajo se indica que los procesos de planificación y decisión suelen comenzar con los objetivos y la formulación de preguntas que permitan identificar las necesidades de información pertinentes. En este sentido, para poder identificar las necesidades, primero es necesario saber quiénes son los demandantes de estas y ponderar su nivel de interés sobre el sistema de monitorización forestal para priorizar las necesidades de información y poder tomar las decisiones de manera clara y objetiva sobre cuales se van a satisfacer. Por lo tanto, existe un paso previo que es la identificación de las partes clave en el proyecto como, por ejemplo, los usuarios finales o los organismos políticos. En Tommpo et al. (2010) se recogen los usos y usuarios principales de gran parte de los inventarios forestales nacionales a nivel global. Esta etapa de recopilación de las necesidades de información debe ser amplia en el sentido de que no debe dejar a ningún potencial usuario fuera de la ecuación y también se debe tener en cuenta que estas necesidades pueden ir mutando a lo largo de la vida del proyecto, por aparición de necesidades emergentes como, por ejemplo, la captura de carbono o la conservación de la biodiversidad (Tewari & Kleinn, 2015). Es por ello por lo que todo el proceso debe estar preparado ante la emergencia de nuevos requisitos. La mayor parte de las necesidades a satisfacer vendrán motivadas por un mandato político y por una demanda social plasmada, en algunos casos, en formato de ley. Recientemente, aparecen trabajos que se centran en la satisfacción de las necesidades de información, como el de Kangas et al. (2019) que pone de manifiesto el potencial y los retos de atender las necesidades de información a diferentes escalas. Algunos trabajos más recientes contemplan ya un listado de requerimientos y necesidades fruto de ese proceso de consulta con parte de los usuarios, en este caso en Canadá (White et al., 2025).

Por otra parte, FAO (2017) publicó unas “Directrices Voluntarias Sobre Monitoreo Forestal Nacional” donde recoge de manera más amplia los principios generales para desarrollar un sistema de monitorización y donde, además de toda la parte técnica de diseño, también pone encima de la mesa aspectos como la gobernanza, el alcance y otras cuestiones transversales. Estos elementos son cruciales para conseguir una eficaz consecución del sistema de monitorización forestal y apenas existen estudios o propuestas enfocados en ellos. En lo que respecta a la definición del alcance del producto (sea entendido tal como las características y funcionalidades del sistema de monitorización forestal), estas directrices se enfocan en dos aspectos principalmente. Uno consiste en realizar un proceso participativo donde se consigue definir las necesidades de información, esto se encuentra en consonancia a lo expuesto por Kleinn et al. (2010), quien menciona que este proceso debe ser inclusivo, invitando a todas las partes interesadas. Por otro lado, este principio alberga la necesidad de satisfacción de las necesidades de información destacando que son múltiples y donde el cumplimiento de las

necesidades vendrá priorizado por un proceso de debate orientado al consenso. En este aspecto, remarca la necesidad de saber diferenciar entre lo que es “necesario saber” y lo que sería “interesante saber”. Basándose en el inventario nacional suizo, Ferreti et al. (2024) llevaron a cabo un esquema conceptual de proceso de diseño en el que enfatizan la importancia de un diseño colaborativo durante las primeras etapas para asegurar una correcta identificación de las variables e información a recopilar para satisfacer las necesidades de las partes interesadas. Además, también apuntan a un proceso participativo en el que las partes interesadas evalúan los prototipos de los entregables y retroalimentan el sistema con nuevas demandas si las hubiera.

En esta línea, los resultados obtenidos durante esta tesis están en concordancia a lo estudiado por los diferentes autores hasta la actualidad. Durante el desarrollo del IFCG se ha dado una gran relevancia a las partes interesadas y a todas sus necesidades. El esfuerzo en implicación de los interesados ha sido enorme, cosa que se hace fundamental para obtener un buen desarrollo de este proceso. En este sentido, la parte técnica debe brindar apoyo y motivar la participación de todas las partes interesadas. Para ello es necesario que todo el proceso sea transparente e íntegro, porque no debemos olvidar que muchas veces las opiniones de estas partes interesadas están contrapuestas entre sí por múltiples razones y que puede ocasionar situaciones poco favorables para un desarrollo eficaz. Es importante remarcar que todas las acciones deben estar orientadas a buscar el consenso. Durante esta fase de recopilación de las necesidades es la parte solicitante la que pone la mayor parte de los esfuerzos. Como hemos visto, en el proceso de diseño de los sistemas de monitorización forestal, la parte solicitante es ocupada por una entidad pública y de carácter político, por lo que debe ser esta quien trate de incluir todas las partes interesadas e identifique la mayor parte de los requisitos, y la parte proveedora (parte técnica) debe ser un elemento de apoyo durante el proceso y durante la toma de decisiones.

Una vez obtenidos los resultados, es necesario priorizar las necesidades de información y adaptarlas de acuerdo con los recursos existentes. Para ello existen herramientas como las matrices de impacto/esfuerzo o las matrices de interés/poder, que permiten analizar aquellas necesidades de información con mayor trascendencia en el sistema de monitorización. Algunos trabajos, como el de Ferreti et al. (2024), han utilizado estas técnicas una vez identificadas las necesidades. A tal respecto, las necesidades planteadas por las partes interesadas del IFCG han sido muy homogéneas, evitando la polaridad entre ellas, por lo que no fue necesario realizar grandes análisis. Un aspecto fundamental es la toma de decisiones sobre la prioridad en la satisfacción de las necesidades. En este sentido, es la parte solicitante la que debe decidir sobre cuáles satisfacer y la parte técnica simplemente se limitará a dar el mejor cumplimiento posible a estos requerimientos, o a informar de en qué grado pueden ser satisfechos intereses contrapuestos.

Durante este proceso participativo la parte técnica debe obtener información que permita tener una aproximación de los entregables deseados y de caracterizar el perfil de los usuarios. En este sentido, la información a obtener tiene que estar orientada a saber el grado de conocimiento y de uso de los sistemas de monitorización forestal por parte de los usuarios, qué información necesitan, con qué frecuencia y la resolución espacial objetivo. Estas cuestiones son la base en todo proceso de diseño, además de los requisitos de alto nivel (costes y plazos).

La encuesta realizada durante el desarrollo del IFCG mostró que la mayoría de los sistemas de monitorización forestal eran conocidos por más de la mitad de los encuestados, pero que el nivel de uso de los mismos no era muy elevado. Ello hace que se planteen dos cuestiones: ¿es suficiente la información obtenida por los sistemas vigentes para satisfacer las necesidades demandadas? y ¿es efectiva la transferencia de los resultados finales a los usuarios finales? En muchas ocasiones ocurre que los diseños se centran en el cumplimiento de las necesidades y no tienen en cuenta la difusión y transferencia de los entregables. En el caso de los inventarios forestales nacionales no se debe olvidar que son proyectos de carácter público y que la información debería ser fácilmente accesible y asimilable para cualquier usuario, independientemente de sus capacidades, y no como en algunos casos en los que solamente puede ser consultada y tratada por un número reducido de usuarios. Una parte del éxito de los sistemas de monitorización a gran escala es el grado de utilidad y usabilidad de los resultados por parte de los usuarios finales. A tal respecto, también es crucial obtener una valoración sobre los resultados que proporcionan los sistemas de monitorización forestal actuales para ayudar en la configuración de los entregables. En aras de aumentar su usabilidad, es fundamental tener en cuenta la información auxiliar que puede interaccionar con la propia del sistema de monitorización forestal, y todo el diseño debe pasar por obtener unos resultados comparables e interoperables con otras bases de datos, aumentando así la potencialidad de todo el sistema y su transferencia.

En cuanto a la resolución espacial de los resultados, es necesario conocer con qué nivel de detalle se demanda la información para que el sistema se adapte a esta condición. Esto no es un tema menor y debe ser abordado con cierta consideración, puesto que en función de las metodologías y tecnologías empleadas puede que no sea posible adecuar los resultados a ese nivel de resolución. En algunos casos, aunque en el marco teórico exista una metodología que permita obtenerla, en la práctica aparecen restricciones que ocasionan cuellos de botella, como pueden ser problemas derivados con los cálculos computacionales. Un ejemplo de esto es cuando se pretende aproximar la incertidumbre en resoluciones muy altas empleando inferencia basada en modelos. Un ejemplo de esta situación es el estudio de Martín-García et al (2017), quienes no pudieron realizar un cómputo exacto del error de muestreo para el estrato *Pinus radiata* en la provincia de Lugo mediante el uso de inferencia basada en modelos usando LiDAR, debido al elevado coste computacional. En todo caso, en el caso del IFCG, la mayoría de los encuestados optó por una resolución de la información a nivel municipal, suponiendo así un mayor detalle con respecto al IFN, que llega a escala provincial.

Otro factor importante del sistema es la resolución temporal, refiriéndose con este aspecto a la actualización de la información, la cual debe venir establecida por las necesidades de información. Actualmente la frecuencia de actualización de la información obtenida por algunos de los sistemas de monitorización forestal difiere bastante de lo planificado, fundamentalmente por la dificultad operativa, el coste económico y la necesidad de ejecución en varias anualidades. En este sentido, algunos autores han evaluado cual es la periodicidad aconsejable para ciertos inventarios forestales (Bontemps et al., 2024; Eyvindson et al., 2017), pero no es mucha la bibliografía disponible a tal respecto. Los resultados obtenidos en el proceso participativo del IFCG mostraron que la mayoría de los encuestados establecieron 5 años para la actualización de la información frente a los 10 años que proporciona el sistema vigente, el IFN. Esto se encuentra en consonancia con lo concluido por Eyvindson et al. (2017),

donde observaron que en Finlandia debería realizarse de forma más frecuente y que esta frecuencia debe ser determinada por las necesidades de información concretas. De acuerdo con esto, también se debe tener en cuenta que el tiempo entre los distintos ciclos está influenciado por la tasa de cambio de la población objetivo, que en el caso de Galicia es elevada (3,33 % anual), lo que propicia que la obsolescencia de la información sea relativamente grande. El nuevo reglamento europeo (Comisión Europea, 2023) establece una periodicidad de reporte anual, lo que sitúa a los IFNs en una situación compleja en cuanto a la solución metodológica a implementar para dar respuesta a esta situación.

Otro aspecto por destacar de las directrices propuestas por FAO (2017) es el enfoque a otros principios como la credibilidad del sistema a través de la transparencia, la calidad o la colaboración internacional. Probablemente, estas directrices voluntarias publicadas por la FAO son hoy en día las que contienen un mayor nivel de detalle a la hora de diseñar e implementar los sistemas de monitorización forestales a gran escala.

La falta de unas pautas claras sobre los procesos de diseño hace que resulte muy complicado la planificación de las tareas y merma la capacidad de cumplir con las expectativas demandadas. Asimismo, esto ocasiona complejidades en los procesos de estandarización. En este sentido, el empleo de metodologías de gestión de proyectos puede suponer un adelanto en el proceso de estandarización y definición de las tareas, además de causar un impacto positivo en todo su conjunto.

La gestión de proyectos consiste en la aplicación de conocimientos, habilidades, herramientas y métodos al trabajo del proyecto con el fin de cumplir los requisitos impuestos al proyecto (Project Management Institute, 2017). El uso de las metodologías de gestión de proyectos aumenta la eficacia y la tasa de éxito de los proyectos, así como consigue una mejora en la eficiencia de la organización. Son numerosas las ventajas que aportan las metodologías de gestión de proyectos y se encuentran ampliamente reportadas en la literatura actual (Agaisina-Ibrayeva, 2021). Desde la aparición de las primeras metodologías en la década de 1960, su crecimiento y aplicación a distintos ámbitos ha sido enorme, recibiendo una gran acogida, debido a los beneficios que aportaron a las organizaciones que las implementaban en términos de productividad y eficiencia. A tal respecto, uno de los principales propósitos de la gestión de proyectos es incrementar el valor organizacional (Dalcher, 2012). Según Chin & Spowage (2010) y Jovanovic & Beric (2018), las ventajas más importantes de las metodologías de gestión de proyectos son las siguientes:

- Una gestión del proyecto más fácil y sencilla.
- Objetivos del proyecto más claramente definidos.
- Los procesos de trabajo son más eficientes y eficaces.
- Mayor flexibilidad y adaptación a las lecciones aprendidas.
- Una planificación y control del proyecto más sencillos.
- Mayor precisión en la planificación de la gestión de riesgos, desafíos y complejidad.
- Garantizar un mayor grado de estandarización.
- Identificación clara de funciones y responsabilidades.
- Una introducción más eficaz del cambio.
- Mejora de la comunicación.
- Optimización de la entrega y los resultados.

- Integración de herramientas, técnicas y conocimientos con el fin de mejorar los proyectos presentes y futuros.
- Optimización del valor a través de las lecciones aprendidas.

La gestión de proyectos es aplicable a todo y en todas partes, y muchos países con economías avanzadas han estado utilizando la gestión de proyectos durante bastante tiempo (Agaisina-Ibrayeva, 2021). El empleo de estas metodologías está muy extendido en sectores como, por ejemplo, el civil o el industrial con procesos claramente definidos, pero no es este el caso para los sistemas de monitorización forestal. Quizás esto sea debido a que no son demasiadas las personas que se han dedicado a los aspectos técnicos y científicos del diseño y puesta en marcha de inventarios forestales a gran escala, lo que puede haber supuesto que el “saber hacer” se haya transmitido por otras vías distintas al establecimiento de protocolos y procedimientos. Además, el personal responsable del diseño y desarrollo de estos sistemas se encuentra casi en exclusiva vinculado a universidades y centros de investigación, donde habitualmente se da un alto desconocimiento sobre la gestión de proyectos, debido, principalmente, a la escasa formación en el ámbito de la gestión de proyectos en los programas de investigación, tal y como observó López-Álvarez et al. (2024). Esto concuerda con lo observado por Pérez-Cruzado et al. (2024), quienes mediante una encuesta realizada a un grupo de investigadores a nivel internacional constataron que el grado de conocimiento sobre estas metodologías es bajo en el ámbito de la investigación. Por otro lado, los sistemas de monitorización son fundamentalmente llevados a cabo por entidades públicas, mientras que las metodologías de gestión de proyectos son mayoritariamente empleadas en el sector privado, y son pocos casos en los que existe su aplicabilidad dentro de las organizaciones pertenecientes al sector público. En las últimas décadas se ha puesto énfasis en aumentar su uso en el sector público, como es el caso de Unión Europea que ha desarrollado su propia metodología, metodología PM², con la que busca aumentar la eficiencia de los proyectos llevados a cabo por las organizaciones de los países miembro (De Marco & Mangano, 2023).

Son cuantiosas las metodologías de gestión de proyectos existentes y en las que cada una de ellas tienen sus propias herramientas y procesos. Si bien la mayoría tienen una gran aplicabilidad a multitud de tipologías de proyectos, es muy importante seleccionar una metodología adecuada para cada caso concreto. Este proceso de selección no se trata de una cuestión menor y ha sido objeto de numerosos trabajos en la literatura (Charvart, 2003; Chin & Spowage, 2010; Paulson, 2001; Špundak, 2014). El uso de una metodología adecuada aporta muchos beneficios al gestor del proyecto y al equipo del proyecto; por el contrario, el uso de una inadecuada reducirá las posibilidades de que el proyecto se lleve a cabo con eficacia (Joslin & Müller, 2015; Jovanovic & Beric, 2018; Milosevic & Patanakul, 2005; Wells, 2012).

La palabra clave a la hora de seleccionar o crear una metodología de gestión de proyectos debe ser la capacidad de adaptación, es decir, el ajuste de las metodologías disponibles a un determinado tipo de proyectos (Jovanovic & Beric, 2018). Ello es debido a que, como todas las metodologías y marcos de gestión de proyectos establecen, son las metodologías, marcos y procedimientos las que deben estar al servicio del proyecto, y no al revés. Debido a lo anterior, la organización que acomete el proyecto tiene que ser capaz de modificar, rehacer o adaptar elementos determinados de las metodologías disponibles para un determinado tipo de proyecto (Chin & Spowage, 2010), con el objetivo finalista de conseguir una mejor gestión. Sin embargo,

es importante mencionar también que el desarrollo de una nueva metodología para cada nuevo proyecto en la organización no es práctico, sino que es más conveniente adaptar algunas de las metodologías disponibles a un determinado proyecto ejecutado en la organización (Jovanovic & Beric, 2018), y a partir de ahí utilizar esas adaptaciones como base para la gestión de nuevos proyectos de características análogas. Es por ello por lo que la metodología PM² contempla dos términos distintos para el proceso de ajuste de las metodologías a los proyectos: i) adaptación, refiriéndose a la modificación de los procedimientos y plantillas para la tipología concreta de proyecto y/o la institución que lo acomete, y ii) personalización, refiriéndose a la modificación detallada para el proyecto específico (Comisión Europea, 2021).

En relación con los sistemas de monitorización forestal, se presenta un escenario en el que muchos sistemas van a experimentar un nuevo proceso de diseño, sobre todo los pertenecientes a la Unión Europea tras la posible implementación de la propuesta de Reglamento, donde muchos de los inventarios forestales nacionales tendrán que adquirir un carácter continuo y reportar la información anualmente. Esto, unido a la relativamente reciente elaboración de la metodología PM², hizo que, en base a los resultados obtenidos en este trabajo a partir de las lecciones aprendidas durante el proceso de diseño del IFCG, se llevase a cabo una propuesta metodológica de adaptación de esta al proceso de diseño y puesta en marcha de los sistemas de monitorización forestal. Este enfoque está orientado a obtener un procedimiento claramente definido y apoyado en una metodología de gestión de proyectos que permita aumentar las probabilidades de eficacia y eficiencia del proyecto. A tal respecto, existen algunos antecedentes de adaptación de esta metodología a otros ámbitos, como el llevado a cabo por Caminero-Granja et al. (2022) para eventos deportivos. Dentro de las metodologías de gestión de proyectos cabe destacar dos características que son esenciales en este tipo de sistemas y que en muchas ocasiones quedan diluidas por el devenir de los acontecimientos: la clara estructuración de la gobernanza del proyecto y la definición de las diferentes etapas que tiene el ciclo de vida de un proyecto. También presenta un conjunto de artefactos muy detallados que facilitan la gestión y documentación del proyecto, sobre todo para aquellas personas menos familiarizadas con estas metodologías. En la literatura actual no se ha estudiado la posibilidad de incluir este tipo de metodologías en los sistemas de monitorización forestal.

Una estructura eficaz de la gobernanza es uno de los principales factores determinantes en el éxito de un proyecto (Joslin & Müller, 2015; Lechler & Dvir, 2010) y esta no está claramente consensuada en la bibliografía (Bekker, 2014). Muchos de los inventarios forestales nacionales fracasaron en su primer intento por no tener en cuenta aspectos relacionados con la gobernanza (FAO, 2017). Como se ha visto, son proyectos relativamente largos y en los que los agentes que intervienen en esta están formados por estructuras organizativas muy dependientes de la política, habitualmente de carácter nacional o regional, y en la que es muy probable que existan cambios que afecten a la estructura organizacional. En este sentido nuestra propuesta metodológica está alineada con las directrices planteadas por FAO (2017), donde establecen el principio de la gobernanza y desarrollan otros cuatro principios relacionados con ella: i) una base jurídica y de políticas, que manifiesta la utilidad que puede otorgar una base jurídica al desarrollo de los sistemas de monitorización forestal; ii) una visión del territorio, donde destaca la multisectorialidad de los bosques; iii) una institucionalización, con el fin de crear una estructura a largo plazo que permita la disponibilidad a largo plazo de los datos y de los conocimientos, así como un desarrollo adecuado de los enfoques; y iv) unas infraestructuras de

investigación y desarrollo de la capacidad, que promueven la optimización de diferentes fases del sistema de monitorización forestal. Asimismo, la FAO destaca la importancia de la existencia de lo que denomina apropiación nacional, lo que quiere decir que los organismos nacionales deben ejercer un control total sobre el proceso de desarrollo del sistema de monitorización forestal asumiendo la plena responsabilidad de su ejecución y operación efectiva una vez diseñado y puesto en marcha. Esta última fase se conoce en el ciclo del proyecto como fase de explotación, y a la propia actividad de esta fase como negocio.

Es por ello por lo que es imprescindible identificar correctamente cada uno de los roles que intervienen en el proceso de diseño y definir su posición en la estructura de gobernanza. Por un lado, está la parte solicitante, que es quien demanda la solución a una idea o necesidad y, por otro lado, la parte proveedora que sería la encargada de llevar a cabo esa solución. Son capas de extrema importancia la capa directora, gestora y ejecutora, junto con todos los roles que las conforman. La parte solicitante suele estar ocupada por una entidad pública y de carácter político y la parte proveedora suele ser una entidad pública o no, que tiene capacidades normalmente de innovación y desarrollo. En esta adaptación de la estructura de gobernanza se ha mantenido íntegramente la estructura de PM² y se han definido los roles mínimamente necesarios en la capa ejecutora. En este sentido, remarcar la importancia que tienen cada uno de los roles y su correcta asignación. Para un desarrollo eficaz del proyecto es necesario que cada una de las partes (solicitante y proveedora) tengan claramente definidas quien serán las personas que ocuparan los cargos de las capas de gestión y ejecución. Es muy importante el papel que juegan el RN y el DP, ya que serán las personas que seguirán el proyecto en el día a día y quienes tomarán muchas de las decisiones en primera instancia. A tal respecto, es importante remarcar que la comunicación entre ambas partes es fundamental y debe ser fluida, de tal manera que la consecución del proyecto no se vea afectado.

En esta estructura se ha decidido añadir el rol PSG, ya que hoy en día juega un papel muy importante en la definición de los requisitos del proyecto. Un ejemplo de ello es el de un agente encargado de la infraestructura tecnológica sobre la que se sustenta el sistema de monitorización forestal y el cual condiciona en gran medida el formato de los entregables. Otro ejemplo de agente que ocuparía este rol es la entidad encargada de las mediciones de parcelas de campo, que está suministrando un servicio continuo de recopilación de datos al conjunto del sistema y que, desde luego, hay que tener en cuenta para la planificación del diseño.

En la parte proveedora se decidió añadir el rol de DPC, ya que es habitual que en este tipo de sistemas la parte proveedora tenga que externalizar parte de los trabajos que tiene que realizar durante el proceso de diseño y puesta en marcha. También se ha definido un rol de AE, el cual tiene la capacidad de fiscalización sobre elementos técnicos del sistema.

En otro orden de cosas, el ciclo de vida del proyecto es crucial para conseguir un desarrollo organizado y ordenado. Durante el desarrollo de este trabajo se ha elaborado una adaptación del ciclo de vida de PM² a los proyectos de diseño y puesta en marcha de los sistemas de monitorización forestal, fundamentándose en las lecciones aprendidas adquiridas en base a nuestra experiencia en estos procesos. Las metodologías de gestión de proyectos enfatizan mucho en la definición del alcance que, más particularmente, consiste en definir con un nivel de detalle cuáles son los requisitos funcionales del proyecto que modulan dicho alcance. Esto no es ni más ni menos que la identificación de los requisitos y necesidades demandadas del

proyecto por parte del PP y demás partes interesadas. La gran mayoría de las metodologías basan sus primeras etapas en una adecuada identificación de los requisitos y las partes interesadas. Para ello existen varias herramientas que permiten obtener esta información y que es dependiente de la tipología del proyecto. De acuerdo con lo visto sobre los sistemas de monitorización forestal, esta primera parte de identificación de necesidades no está debidamente contemplada cuando se realiza su diseño, por lo que se considera de gran importancia dedicar una fase del ciclo de vida a la identificación de las necesidades y una definición preliminar de los requisitos.

Después de la identificación de las necesidades, las metodologías de proyectos y, en concreto, PM², se focalizan en un proceso de evaluación de alternativas para el que también ponen herramientas y técnicas, como los análisis DAFO (Debilidades, Amenazas, Fortalezas y Oportunidades), a disposición de los gestores. Esto trasladado a los sistemas de monitorización forestal se corresponde con la etapa en la que, una vez claros los requisitos y necesidades de información, se evalúan básicamente un mínimo de dos alternativas: utilizar un diseño de un sistema de monitorización forestal ya existente en otro lugar o desarrollar una solución más adaptada a las particularidades de las necesidades demandadas. De cierta manera, lo que se está haciendo de forma intrínseca es definir cuáles serán las metodologías que se van a emplear y los posibles entregables resultantes. Ambas etapas se corresponderán a la etapa de inicio, que es donde PM² sitúa estas acciones. En este trabajo se ha querido remarcar estas dos etapas porque son la piedra angular del inicio en el proceso de diseño y puesta en marcha de los sistemas de monitorización forestal.

Luego, en consonancia con la fase de planificación de PM², se ha establecido la fase de diseño del sistema de monitorización forestal. Durante esta fase se desarrollan diferentes actividades orientadas a definir los elementos de diseño (diseño muestral, estimacional y observacional) y planificar las tareas que se llevarán a cabo para el desarrollo completo de los entregables. Previamente a esto es necesario obtener información adicional que permita obtener una solución eficaz para el caso particular. En esta etapa son necesarias todas las funcionalidades que ofrecen las metodologías de proyectos para aumentar la eficiencia y obtener una buena planificación de las tareas y estimación de los recursos necesarios, que permitan definir con un gran nivel de detalle el alcance final.

Esta tarea de recopilación de información adicional previa al proceso de diseño y planificación es algo que se realiza en todos los sistemas de monitorización forestal para poder caracterizar la población objetivo y la disponibilidad de la información, pero se trata de un proceso que habitualmente no se reporta en la literatura, excepto algún caso como el de Tanna Valley en Alaska (Pattison et al., 2018) o el llevado en Costa Rica antes de implementar su inventario nacional (Kleinn et al., 2001). Tomppo & Andersson (2008) en su trabajo indican que estos estudios piloto del área objetivo contribuyen a obtener un diseño definitivo más eficiente. Este tipo de inventarios pilotos normalmente se realizan empleando parcelas de gran tamaño que permitan recoger una gran variabilidad como las empleadas por la FAO, que consisten en un conglomerado de 4 parcelas de 250 m de largo y 20 m de ancho dispuestas en un cuadrado de 500 m de lado y dentro de cada una de ellas se establecen 3 subparcelas de 10x20 m donde se recoge información sobre árboles pequeños y regenerado. Habitualmente las mallas de muestreo sobre las que se asientan los puntos de muestreo son muy extensas y

presenta una gran amplitud entre los puntos de muestreo con el fin de cubrir grandes áreas con un reducido número de parcelas, ya que el coste de medición de estas es elevado debido a su tamaño. En este sentido, esto concuerda con el planteamiento llevado a cabo en el proceso de diseño del IFCG, que también tuvo en su fase inicial un inventario piloto en el que se muestrearon 462 parcelas dispuestas en la malla de 8x8 km y en la que en cada uno de los puntos de muestreo se estableció una parcela un poco menor a la de la FAO, 90 m de largo por 30 m de ancho.

Como se ha mencionado antes, estos estudios están enfocados a aumentar la eficiencia del diseño, pero también son de gran ayuda para llevar a cabo la implementación. Los inventarios pilotos son un simulacro previo al sistema de monitorización forestal y permiten observar fortalezas y carencias de la organización sobre la que va a sustentarse todo el sistema, permitiendo así reducir la aparición de riesgos que pongan en peligro la viabilidad y calidad del proyecto durante la implementación. Un ejemplo de esto sería la capacidad técnica y disponibilidad de las personas que realizan la recopilación de datos en campo. Durante las experiencias adquiridas en el desarrollo del IFCG, se observó la baja disponibilidad de recursos humanos capacitados para la medición de parcelas. A priori, puede parecer que la recogida de datos no se trata de una tarea excesivamente compleja, pero lo cierto es que se necesita de cierta pericia y habilidad que se adquiere con una buena formación y experiencia para asegurar que se obtienen unos datos dignos y de calidad, teniendo que enfocar gran parte de los esfuerzos a sufragar esta necesidad. Además, estos inventarios pilotos también son un buen escenario de entrenamiento para el personal técnico que desarrollará las labores comprendidas dentro del sistema de monitorización forestal, una vez llevada a cabo su implementación. Es por eso por lo que este tipo de estudios previos permiten anteponerse a situaciones no contempladas en un principio.

Los resultados obtenidos durante el inventario piloto del IFCG aportaron información de alto valor sobre la población objetivo y permitieron constatar la importancia de estos trabajos previos. En el caso de Galicia, existe una gran fragmentación que está reflejada en numerosos trabajos (Teixido et al., 2010; Timmermans et al., 2015) y que implica un paradigma complejo cuando se pretende establecer un sistema monitorización forestal. Esta fragmentación fue debida a todos los procesos territoriales sufridos en el pasado y que generaron un gran minifundismo, como se pudo ver en el estudio sobre las parcelas catastrales en el que se recoge la existencia de parcelas con superficies extremadamente pequeñas. A la hora de diseñar, este análisis permitió establecer un marco muestral definitivo y reafirmó la importancia de tener un diseño muestral, observacional y estimacional equilibrados, ya que, en base a lo observado, si se aumenta demasiado el tamaño de parcela, la cantidad de individuos que se quedan fuera es muy elevada.

Por otro lado, los resultados obtenidos de las parcelas del inventario piloto mostraron que existe una gran variabilidad de usos, algo lógico debido a la gran cantidad de parcelas que se pueden llegar a recoger dentro de una parcela de 30x90 m, acentuando así más la complejidad en el diseño y convirtiéndolo en un gran reto.

La información recogida a nivel forestal dentro de las parcelas ha presentado numerosas ventajas, algunas de ellas son:

- Identificación de los estratos principales en el área de estudio.
- Caracterización selvícola de cada uno de ellos.
- Aproximación sobre los esfuerzos necesarios para la medición.

La identificación de los estratos es un paso fundamental en todo diseño y permite establecer cuáles son las masas forestales principales en la población objetivo. La caracterización selvícola y las características principales de las masas forestales es un elemento crucial para obtener un diseño eficiente. De esta forma se puede conocer a priori la tipología de masas sobre las que se va a asentar el diseño y adecuarlo a ellas. Una práctica común empírica para el diseño de parcela en los inventarios forestales es: i) seleccionar el área de la parcela (parcelas de área fija), ii) el ángulo de apertura (puntos de muestra de conteo de ángulos) o iii) el número k de árboles (parcelas de k árboles) para asegurar un número promedio determinado de árboles seleccionados, por lo que los resultados obtenidos durante el inventario piloto sobre la estimación de las densidades, tamaños y distribución espacial es esencial. Por otro lado, esta también permite corroborar si la información recogida se encuentra dentro de lo esperado y, como se ha podido ver en el caso del IFCG, los valores obtenidos en cuanto a la densidad de rodal para los principales estratos han concordado con los reflejados en trabajos que contemplaron las principales densidades de estos (Barrio-Anta & Álvarez-González., 2005; Álvarez-González et al., 2004; García & Ruiz, 2003).

Esta información es de gran utilidad cuando se quiere estimar el número de árboles en función del tamaño de la parcela y que esto no implique mediciones extremadamente laboriosas o insuficientes para los propósitos establecidos.

Por otra parte, un problema en la estimación de los esfuerzos y en particular de los de medición, es asignar un coste de medición realista para el contexto del proyecto, debido a que los trabajos se realizan en un entorno muy variable que dificulta establecer un precio estándar por tarea. En este sentido, la información recogida sobre el medio abre numerosas mejoras en su proceso de estimación. De igual modo, no existen reportes o documentos que proporcionen información sobre rendimientos y costes de operaciones realizadas durante la medición de una parcela para inventario forestal, como si ocurre en otros ámbitos como, por ejemplo, el sector de la construcción, que tiene tarifas que permiten conocer los precios de las unidades de obra y sus rendimientos. Es por ello por lo que este tipo de estudios previos también permiten evaluar los rendimientos de medición y por ende estimar tiempos y costes de medición, pudiendo ser más concisos en los requisitos de alto nivel del proyecto, que a priori están acompañados de una gran incertidumbre por todo lo comentado.

Existe otra ventaja añadida de los inventarios pilotos si en él se contempla la posibilidad de realizar un control de calidad que permita aumentar sus funcionalidades. Este control de calidad, además de monitorizar el estado de los trabajos y de los datos obtenidos, presenta muchas funcionalidades contribuyendo de forma muy positiva a la obtención de un diseño eficiente. En primer lugar, permite obtener un modelo de propagación de errores que brinda una gran información sobre las distintas fuentes de error y su efecto final sobre los resultados. Asimismo, este modelo de propagación de errores otorga la posibilidad de obtener elementos objetivos mediante simulaciones que afiancen las decisiones sobre diseño a tomar, tal y como se ha mostrado en este trabajo con la evaluación del efecto del error en distancia horizontal sobre las principales variables de rodal. Por lo tanto, se puede afirmar que un modelo de

propagación de errores es una gran herramienta que ayuda a la toma de decisiones en este tipo de proyectos. En segundo lugar, otra ventaja del control de calidad es la capacidad de establecer un sistema de formación continua de los equipos de campo encargados de recopilar la información tras detectar errores. En último lugar, el control de calidad observa las desviaciones que existen entre los distintos equipos de campo y permite que durante el transcurso de los trabajos se homogeneicen los datos obtenidos en función de dichas desviaciones. Por lo tanto, el control de calidad es crucial para obtener unos datos de calidad y homogéneos, además de servir como elemento de apoyo a las decisiones.

La fase de implementación sería la análoga a la fase de ejecución de PM² y en ella se ejecutarían las tareas que se han planificado durante la fase de diseño. Esta etapa es la que consume una mayor cantidad de esfuerzos y la que debe ser optimizada lo máximo posible en la fase de planificación. Otro valor que aportan las metodologías de PM² es la capacidad de control y monitoreo que tienen sobre todo el sistema. Esta es una fase que en la mayor parte de los proyectos relacionados con los sistemas de monitorización forestal no se toma con la suficiente consideración. Se trata de una parte de gran relevancia debido a que permite ir evaluando la consecución del proyecto y la vigilancia sobre los umbrales de tolerancia establecidos en cuanto a los requisitos fijados y, en el caso de producirse una desviación, ser capaces de implementar acciones que retomen la dirección del proyecto. Para ello existen técnicas como el método del valor ganado que permiten controlar la ejecución del proyecto a través del presupuesto y calendario de ejecución.

Otro punto importante en la propuesta realizada sobre el ciclo de vida es el proceso de toma de decisiones que se llevan a cabo durante su vida útil. Al final de cada una de las fases existe un proceso de decisión en el que una de las partes debe decidir si continuar o no a la siguiente. En lo propuesto en este trabajo, existe una primera toma de decisión que debería ser llevada a cabo por la parte proveedora, ya que es ella quien decide si los requisitos definidos y la información aportada por la parte solicitante son suficientes o no para elaborar un análisis de alternativas. Después, la parte proveedora plantea varias opciones y es ahí cuando la parte solicitante decide alguna de las opciones evaluadas. Esto concuerda con lo planteado por Morales-Hidalgo et al. (2014), quienes plantearon un proceso de decisión tras la evaluación de las alternativas posibles antes de pasar a la planificación, adaptando así el esquema propuesto por FAO (2000). Luego, al final de la fase de diseño, existe otro momento en el que se debe tomar decisiones en el cual la parte proveedora expone con un mayor detalle la solución obtenida, definiendo así cual será el alcance final y donde la parte solicitante lo puede observar de forma más tangible. En este sentido la parte solicitante es quien decide si se pasa a la siguiente fase o bien decide hacer alguna modificación mínima sobre la solución adoptada. Cabe remarcar que todo este proceso implica bastante tiempo, por lo que puede ocurrir que desde su conceptualización hasta su implementación pasen varios años, pudiendo verse alteradas algunas de las necesidades o restricciones. No se debe olvidar que estos sistemas de monitorización forestal normalmente son llevados a cabo con financiación pública, por lo que es importante que prime la demanda social, con lo cual el sistema debe ir acompañándose a ella. Esta propuesta establece con mayor detalle cuales son los diferentes procesos de decisión y quien es el responsable en cada uno de ellos en comparación a lo encontrado en la bibliografía

actual.

U
UNIVERSIDAD
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

Una de las principales ventajas del uso de metodologías de gestión de proyectos es que permiten obtener una estimación más robusta de la cantidad de esfuerzos necesarios para cada tarea y su duración. A tal respecto, con estas metodologías podemos focalizar los esfuerzos durante la fase de planificación en aquellas actividades que impliquen un mayor interés e impacto en términos de reducción de esfuerzos como, por ejemplo, el proceso de obtención de los datos.

Como se ha comentado ya con anterioridad, la fase de medición de los sistemas de monitorización forestal es una de las partes más costosas en cuanto a esfuerzos y recursos. Es por eso por lo que la planificación de las tareas relacionadas con la recopilación de la información desempeña un papel muy importante. A tal respecto, el diseño de parcela determinará en gran medida la cantidad de esfuerzos necesarios, por lo que su diseño debe ser cuidadoso buscando la mayor eficiencia posible y apoyarse en todos los elementos obtenidos durante las distintas fases para evitar un sobredimensionamiento. Durante el diseño de parcela se definen principalmente el tamaño y forma. Evidentemente el tamaño es algo fundamental, ya que tamaños grandes implican una mayor cantidad de elementos a medir. No obstante, la forma también juega un papel muy importante, ya que tiene influencia sobre los trabajos operativos llevados a cabo durante la medición.

En términos de eficiencia las parcelas circulares presentan una serie de ventajas como pueden ser unos tiempos de medición más cortos que en las rectangulares (Paudel & Mandal, 2019). Comparando parcelas circulares, cuadradas y rectangulares de 1000 m², Tello (1980) concluyó que las parcelas circulares eran las más eficientes. Otros autores también reportaron que las parcelas circulares son las que requieren menos tiempo de medición y las más rentables (González-Cueva, 2002). Por otro lado, los valores de densidad de rodal, área basal y volumen medidos en parcelas circulares son los más cercanos a los valores poblacionales (Paudel & Mandal, 2019).

En otro sentido, los métodos específicos de procesado y cálculo de datos dependen del diseño de parcela (Prodan et al., 1997) y en los que la mayoría de los errores de medición en el proceso de diseño de la parcela se tratan de manera similar. Esto consiste básicamente en promediar el efecto de los errores de medición aleatorios en los elementos incluyendo el mayor número posible de elementos (en este caso árboles). Sin embargo, los errores de posición de los árboles pueden no seguir esta tendencia, en particular cuando se consideran parcelas circulares. En parcelas circulares, los errores de posición de los árboles se ven afectados principalmente por la incertidumbre en la medición de la distancia horizontal realizada desde el centro de la parcela hasta el árbol, aunque también influyen otros factores, como los errores de medición del diámetro del árbol. No obstante, en la práctica, solo el error de medición en distancia horizontal en los árboles del borde de la parcela (cuya cantidad aumenta con el radio de la parcela) tiene un efecto real en las estimaciones a nivel de parcela. La mayoría de los estudios que evalúan errores de medición se centraron en variables relacionadas con el tamaño del árbol, como el diámetro y la altura (Berger et al., 2014; Gertner, 1990; Kitahara et al., 2009), en lugar de variables relacionadas con la posición del árbol (Pérez-Cruzado, 2015; Pérez-Cruzado et al., 2017).

En parcelas circulares, los errores de medición en distancia horizontal son mayores en el área que rodea el perímetro de la parcela, lo que aumenta el riesgo de tomar decisiones erróneas al aplicar el criterio de inclusión a árboles ubicados en esta posición. Considerando el caso más simple donde el criterio de inclusión de los árboles depende únicamente del valor de la distancia horizontal y conociendo la distribución del error para una probabilidad fija p , se puede identificar una banda exterior alrededor del perímetro de la parcela definida como el área donde los árboles que están fuera de los límites de la parcela se incluyen incorrectamente con una probabilidad mayor que p debido al error en distancia horizontal (Figura 46, banda verde oscuro). De igual manera, también se puede identificar una banda interior donde los árboles se excluyen erróneamente con al menos la misma probabilidad, p (Figura 46, banda verde claro). Si, además, la distribución del error es simétrica, el ancho de las bandas exterior e interior será el mismo (w_b , m), pero el área de la banda interior será menor que el de la banda exterior (Figura 46). Por lo tanto, en una población con un patrón aleatorio de posición de árboles, habrá más árboles candidatos con mayor probabilidad de ser incluidos incorrectamente que de ser excluidos incorrectamente. Este efecto se puede determinar calculando la relación entre las áreas de las bandas externa e interna (*OIBR*) como

$$OIBR(r) = \frac{\pi(r+w_b)^2 - \pi r^2}{\pi r^2 - \pi(r-w_b)^2} = 1 + \frac{2w_b}{2r - w_b}, \quad (20)$$

donde r es el radio (m) del gráfico circular. Aunque los valores difieren según el valor fijo w_b , el *OIBR* tiende a 1 a medida que aumenta el radio del gráfico (Figura 47). Por lo tanto, la proporción de árboles candidatos dentro del gráfico que se excluirán erróneamente y la proporción de candidatos fuera del gráfico que se incluirán incorrectamente son casi iguales para radios suficientemente grandes.

Muchas de las variables a nivel de rodal se determinan agregando valores obtenidos para árboles individuales y se expresan habitualmente en valores por área; por ejemplo, el volumen de rodal suele expresarse en metros cúbicos por hectárea ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$). Esto suele lograrse aplicando un factor de expansión que relaciona el área de la parcela con una hectárea. Así, el área de la parcela se incluye en el denominador de este factor de expansión, de modo que, a medida que el área aumenta, la contribución específica de cada árbol sobre el valor final de la variable de rodal es menor. En consecuencia, tanto el efecto de los errores asociados al proceso de inclusión de los árboles, como los derivados de los errores de medición en distancia horizontal, se vuelven menos importante a medida que aumenta el tamaño de la parcela.

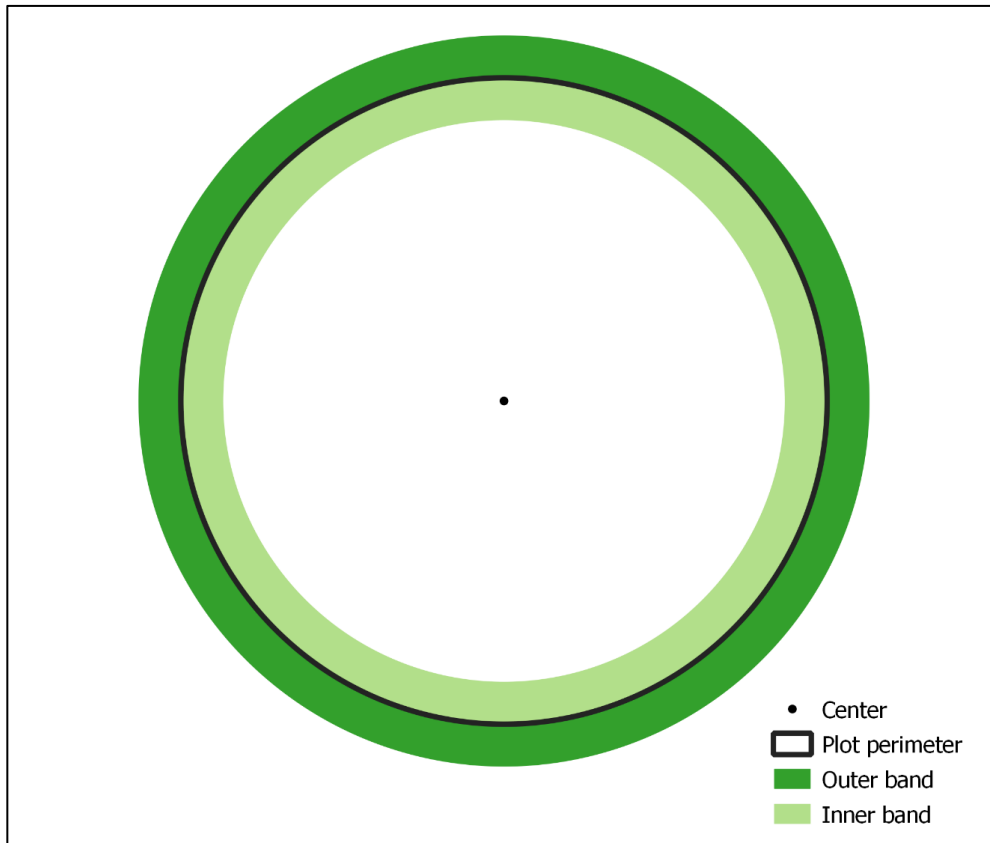


Figura 46. Banda exterior (verde oscuro) y banda interior (verde claro) de un trazado circular para una distribución de errores de medición de distancias horizontales conocida y simétrica y una anchura de banda fija.

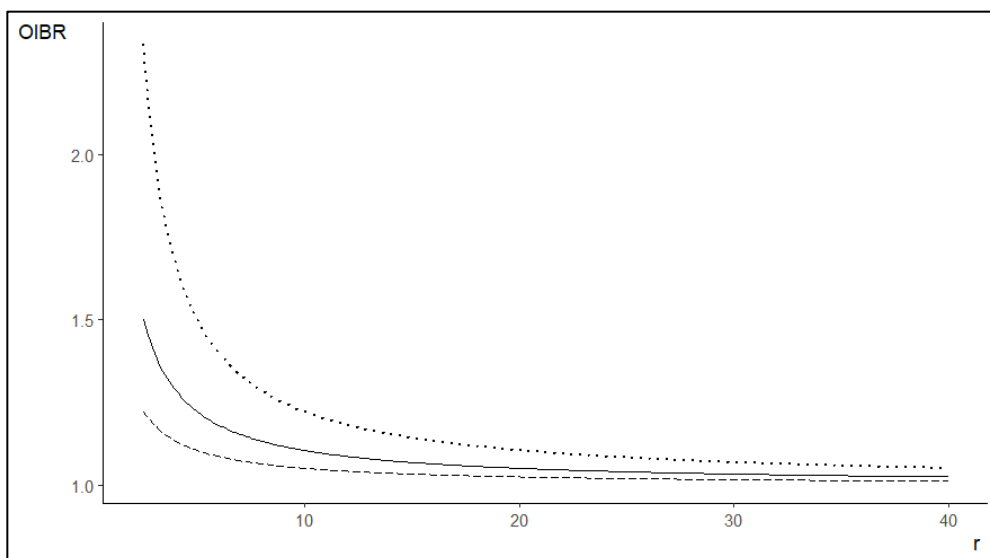


Figura 47. Relación entre las bandas exterior e interior (OIBR) en función del radio de la parcela circular (r) para una anchura de banda igual a 0,5 m (línea punteada), 1 m (línea continua) y 2 m (línea discontinua).

Otro factor que puede añadir incertidumbre al proceso es el patrón de espaciamiento entre árboles en la población de interés. En rodales establecidos artificialmente, los árboles casi siempre presentan un espaciamiento regular, mientras que en rodales naturales el patrón suele ser irregular debido a procesos puramente aleatorios o a la agrupación natural. Por lo tanto, diferentes patrones de espaciamiento entre árboles pueden generar distintos niveles de incertidumbre, lo que justifica examinar cómo estos patrones influyen en el efecto de los errores de medición en las estimaciones de las variables de interés del rodal.

Con el fin de ayudar durante el proceso de diseño del IFCG en un entorno tan variable y fragmentado, se decidió analizar cuál era el efecto del error de medición en distancia horizontal en las estimaciones finales, para obtener un diseño eficiente, sobre todo el referente a forma y tamaño, sustentando así las decisiones al respecto con datos empíricos. Algunos estudios evaluaron el tamaño óptimo de parcela de campo para la estimación de volumen, área basal, biomasa total y cubierta de copas, determinando que los modelos obtenidos para estas estimaciones mejoraban a partir de tamaños de parcela superiores a 500-600 m² (Ruiz et al., 2014). En este sentido y por abarcar más posibilidades, se analizaron suponiendo distintas distribuciones espaciales de los árboles y distintas distribuciones del error además de la empírica.

La caracterización del error es uno de los componentes más importantes del enfoque propuesto. Durante este trabajo se observó como la distribución espacial de los árboles afecta a la distribución del error de medición en distancia horizontal. Tanto los errores empíricos aditivos como los multiplicativos fueron generalmente menores en las plantaciones (rodales con un patrón regular de ubicación de los árboles) que en los rodales naturales. Aunque el error de medición en distancia horizontal se caracterizó con una sola remediación, no se observó ningún sesgo, como el encontrado anteriormente por Pérez-Cruzado (2015) en su trabajo que contemplaba múltiples remediciones. Esto puede ser debido al gran esfuerzo invertido en el proceso de remediación por parte del equipo de control de calidad, que fue tres veces mayor a la primera medición realizada por los equipos de trabajo de campo. En las plantaciones forestales de la zona de estudio se observaron patrones regulares de espaciamiento entre árboles, siendo los más comunes el cuadrado y el rectangular, y con distancias entre filas de al menos 2,5 m. La probabilidad de que se produjeran errores de medición en distancia horizontal superiores a este valor fue, por tanto, baja (0,017 y 0,027 para plantaciones y rodales naturales, respectivamente, cuando se consideró el error como aditivo). Los resultados obtenidos pueden explicarse probablemente por esto y por el hecho de que la densidad de árboles era normalmente menor en las plantaciones que en los rodales regenerados naturalmente.

Varios autores han supuesto que los errores de medición se distribuyen normalmente y con media cero cuando son insesgados y media distinta de cero cuando son sesgados (Haara, 2003; Kangas, 1998; Kozak, 1998; Phillips et al., 2000; Williams & Schreuder, 2000). Sin embargo, otros autores han demostrado que este supuesto es incorrecto en algunos casos (Canavan & Hann, 2004; Pérez-Cruzado, 2015; Westfall & Patterson, 2007). En concreto, la distribución de Cauchy se ha utilizado con diferentes fines en diversos contextos forestales (Salugin et al., 2021) y también para caracterizar los errores de medición en los inventarios forestales (Pérez-Cruzado, 2015). Así, tras probar diversas distribuciones, Pérez-Cruzado (2015) observó que la distribución de Cauchy proporcionaba el mejor ajuste a los errores de medición para el diámetro

a la altura del pecho y la distancia horizontal en bosques tropicales de turberas pantanosas en Indonesia, mientras que las alturas de los árboles se distribuían normalmente. No obstante, en este trabajo se consideró la distribución empírica del error de medición de la distancia horizontal tanto en el caso aditivo como en el multiplicativo, ya que el ajuste a cualquiera de las distribuciones paramétricas habituales quedó descartado tras la realización de las pruebas.

En general, se obtuvieron resultados similares para el volumen del rodal y el área basal del rodal en cuanto al efecto de la incertidumbre en la estimación a nivel del rodal a medida que aumenta el radio de la parcela. Sin embargo, se observó una tendencia diferente para la densidad del rodal, especialmente en el caso del error multiplicativo. En consonancia con el hecho de que el peso específico de cada árbol en la estimación de la variable de rodal disminuye al aumentar el radio de la parcela, la incertidumbre en la estimación disminuyó monótonamente al aumentar el radio cuando el error de distancia horizontal se consideró aditivo, a pesar de que un mayor número de árboles podía verse afectado por los errores asociados al criterio de inclusión. En el caso de los errores multiplicativos, la variabilidad de las estimaciones aumentó para el volumen del rodal y el área basimétrica del rodal en los primeros radios debido al efecto más reducido del error a estas distancias, pero después adoptó una tendencia descendente como en el caso anterior. Esto no se observó para la densidad del rodal, en la que se apreció una tendencia similar cuando se utilizaron errores aditivos y multiplicativos.

Se simuló el efecto de duplicar y reducir a la mitad la medida de dispersión de la distribución empírica de errores para la distancia horizontal sobre la incertidumbre en la estimación a nivel de rodal, con el fin de evaluar su impacto sobre estas. Como era de esperar, los mayores errores de medición condujeron a una mayor incertidumbre en las estimaciones a nivel de rodal para todas las variables objeto de estudio, pero no se observaron cambios excesivamente grandes en el radio a partir del cual se estabilizaron los valores de incertidumbre. Así pues, la incertidumbre a nivel de rodal puede reducirse mejorando los errores de medición en distancia horizontal, por ejemplo, mejorando la formación y supervisión del personal de campo (Prodan et al., 1997) o aplicando programas específicos de mejora de la calidad (Kitahara et al., 2009). El radio de parcela a partir del cual se estabiliza el error parece permanecer invariable para diferentes condiciones de calidad de medición. En cualquier caso, los resultados ponen de manifiesto la importancia de aplicar programas de control de calidad para cuantificar la incertidumbre de medición.

En todos los casos en que se produjeron diferencias entre las estimaciones para rodales naturales y plantaciones, la incertidumbre fue generalmente mayor para los rodales naturales que para las plantaciones. Sin embargo, las diferencias disminuyeron al aumentar el radio de la parcela, lo que puede deberse a la mencionada reducción del efecto del error del criterio de inclusión de árboles a medida que aumentaba el tamaño de parcela, que por tanto suavizó las diferencias entre los dos patrones de espaciamiento de los árboles.

Los resultados mostraron que, en general, la incertidumbre se estabilizó en el intervalo entre 12 y 20 m en todos los casos, y la diferencia entre rodales naturales y plantaciones fue pequeña para el caso concreto estudiado. Esto coincide con las conclusiones de otros estudios que evalúan el tamaño de las parcelas. Por ejemplo, Lombardi et al. (2015) informaron de que el área de la parcela de muestreo debería ser de al menos 500 m² para producir una buena base de datos de inventario en bosques antiguos. Utilizar parcelas de mayor radio implica la

medición de un mayor número de árboles, por lo que el coste del trabajo de campo aumentaría, ya que el tiempo empleado en medir los árboles es uno de los componentes más importantes del coste total (Lynch, 2017). Henttonen & Kangas (2015) informaron de que el radio óptimo de las parcelas circulares, en términos de costes y estimaciones, era de 6-7 m en el norte de Finlandia, aunque pueden ser necesarios más ajustes en otras ubicaciones. Los procedimientos aquí descritos pueden utilizarse para establecer el diseño de parcelas circulares de área fija en otros tipos de bosque.

Los hallazgos obtenidos permiten concluir que el tamaño de la parcela desempeña un papel importante en la propagación del error en parcelas circulares de área fija. Esto también se observó en estudios previos (Pérez-Cruzado, 2015), en los cuales se encontró que la contribución del error de medición de la distancia horizontal a la incertidumbre total de la biomasa a nivel de rodal era mayor que el error de medición del diámetro a la altura del pecho y la altura del árbol en parcelas circulares anidadas en bosques pantanosos de Indonesia. Sin embargo, las parcelas pequeñas y anidadas podrían, por lo tanto, ser más propensas a la incertidumbre a nivel de rodal debido al error de medición de la distancia horizontal que las parcelas de área fija. Se requiere investigación adicional para evaluar el efecto de diferentes elementos de diseño anidados en la incertidumbre de la estimación a nivel de rodal. Como se ha referido varias veces en este trabajo, los elementos de diseño muestral, observacional y estimacional deben estar sincronizados entre sí manteniendo un equilibrio para conseguir unas estimaciones robustas y eficientes. Por lo tanto, el tamaño y forma de parcela también juegan un papel importante en el diseño estimacional, siendo necesario evaluar su desempeño.

Desde el punto de vista de la inferencia, es necesario recopilar información sobre la variabilidad de la población objetivo, por lo que lo más común es utilizar un diseño de muestreo probabilístico, de modo que cualquier elemento de la población tenga una probabilidad conocida de formar parte de la muestra. Por otro lado, el diseño de la unidad de muestreo, en este caso las parcelas, también juega un papel importante en el diseño estimacional. Cuando se utilizan parcelas muy pequeñas la variabilidad entre las diferentes parcelas es muy alta, mientras que con parcelas de gran tamaño la variabilidad se reduce y se estabiliza. Kleinn et al. (2020) encontraron que a medida que aumentaba el tamaño de la parcela, la varianza de la variable estudiada, en su caso la biomasa aérea, disminuía. Esto concuerda con los resultados obtenidos en este trabajo en el que se observa que la variabilidad en el caso de V y $zq95$ se reduce a medida que aumenta el tamaño de la parcela. Esto se debe a que a medida que aumenta el tamaño de la parcela, el peso específico de cada elemento (en este caso los árboles) en el total es menor. Al aumentar el tamaño de la parcela, el área muestreada aumenta, aumentando, a su vez, la intensidad de muestreo, por lo que este valor tiene una menor variabilidad y se acerca más al valor poblacional.

En la inferencia basada en modelos o asistida por modelos, se utilizan fuentes auxiliares de información, como datos de teledetección, para construir modelos (Grafström & Ringvall, 2013). Para ajustar los modelos, generalmente se emplean dos metodologías (Yu et al., 2010): el enfoque basado en área (ABA), demostrado en Naesset (2002), y la detección individual de árboles (ITD), introducida por Hyypä & Inkinen (1999). ABA consiste en obtener métricas calculadas a partir de una nube de puntos y generar modelos de variables de rodal con ellas. Por el contrario, en el método ITD, los árboles individuales se segmentan a partir de la nube de

puntos y se obtienen sus valores de altura para generar modelos de métricas forestales. La forma más común de realizar estos modelos es recortar los datos de teledetección al tamaño y la forma de la parcela de campo (González-Ferreiro et al., 2012; Socha et al., 2020; Ribas-Costa et al., 2024), obteniendo así una ventana de datos de teledetección acorde a la parcela de campo. Esta práctica es la más lógica, ya que se observa espacialmente lo mismo que en campo, pero con otra fuente de datos; sin embargo, no se ha demostrado que esto sea lo óptimo. Algunos estudios han evaluado qué sucede si existen errores de corregistro entre los datos de campo y los datos obtenidos por teledetección (Frazer et al., 2010; Gobakken & Naesset, 2009). En este trabajo se ha evaluado el rendimiento de modelos que combinan diferentes tamaños de ventana de datos de teledetección, en este caso de datos LiDAR, con diferentes tamaños de parcelas de campo y sin errores de corregistro.

En primer lugar, se observó que a medida que aumentaba el tamaño de la parcela de campo y de la ventana LiDAR también lo hacían los valores de R^2_{adj} y $RMSE$. Por lo tanto, el efecto del tamaño de la ventana LiDAR influye en las estimaciones, a diferencia de lo observado por (Ozkan & Demirel, 2021), quienes hallaron que las precisiones de predicción para cada tamaño de ventana eran idénticas. En consonancia con los resultados obtenidos, varios estudios hallaron que las precisiones de predicción aumentaban notablemente con el aumento del tamaño de la parcela (Frazer et al., 2010; Ruiz et al., 2014). Como se ha visto anteriormente, existe una relación entre el R^2_{adj} , la variabilidad de la variable dependiente y las variables independientes que entran en el modelo. También se observa cómo V reduce su variabilidad a medida que aumenta el tamaño de la parcela. Las métricas LiDAR también muestran una disminución de la variabilidad a medida que aumenta el tamaño de la parcela, pero a un ritmo más lento. Debido a esta reducción de la variabilidad, los modelos presentan mejores valores de ajuste a medida que aumentan el tamaño de la parcela de campo y de la ventana LiDAR.

Como se mencionó anteriormente, el aumento del tamaño de la parcela de campo y de la ventana LiDAR reduce la variabilidad, lo que a su vez hace que los valores de R^2_{adj} sean similares a medida que se incorporan tamaños mayores a las combinaciones. Se ha observado que la variabilidad entre los valores de R^2_{adj} y $RMSE$ es diferente si se combina una ventana LiDAR grande con una parcela de campo de cualquier tamaño, que si se combina una parcela de campo grande con una ventana LiDAR de cualquier tamaño. En el primer caso, existe mayor variabilidad en los valores de R^2_{adj} y $RMSE$ que en el segundo; esto podría deberse a que las parcelas de campo estabilizan la variabilidad a tamaños mucho menores que en el caso de las ventanas LiDAR. Además, la variabilidad entre los diferentes tamaños de parcela de campo es menor que en las ventanas LiDAR.

En este trabajo se observó que los mejores valores de R^2_{adj} y $RMSE$ se encontraron cercanos a las combinaciones con parcelas de campo y ventanas LiDAR del mismo tamaño, hasta un radio de 20 m en los dos casos de densidad de nubes de puntos estudiados. A partir de este tamaño, los mejores valores comienzan a desviarse hacia las combinaciones con ventanas LiDAR de menor tamaño que las parcelas de campo. Por un lado, esto podría ser debido a las diferencias en la variabilidad de las métricas LiDAR y el volumen discutidas anteriormente, ya que el volumen alcanza la estabilización antes. Por otro lado, las tasas de convergencia con el valor de la población también son diferentes. En este sentido, V alcanza valores más cercanos al valor de la población antes que las métricas LiDAR, que tardan más en alcanzar ese valor

cuando se aumenta el tamaño de la parcela. Por lo tanto, estos resultados tienen aplicabilidad en aquellos casos con grandes tamaños de parcela y poblaciones similares a este caso de estudio. Cabe mencionar que la mayoría de los inventarios forestales no utilizan parcelas de campo con radios mayores a 20 m (0,1257 ha), varios casos se citan en (Tomppo et al., 2010), y sólo en algunos casos como el del inventario forestal español que utiliza parcelas de radio de 25 m (Alberdi et al., 2010) sería interesante evaluar si se está llevando a cabo algo similar a este trabajo.

Se observó que los resultados son similares para las dos densidades de nubes de puntos estudiadas en este trabajo. En el caso de la densidad más baja ($0,5 \text{ puntos} \cdot \text{m}^{-2}$) la precisión de las predicciones resultó ser ligeramente inferior que cuando se utilizó la densidad completa ($577 \text{ puntos} \cdot \text{m}^{-2}$). Esto concuerda con Ruiz et al. (2014), quienes observaron un pequeño efecto de mejora en las estimaciones. Treitz et al. (2012) concluyeron que una densidad de $0,5 \text{ puntos} \cdot \text{m}^{-2}$ es suficiente para la estimación en inventarios forestales, siendo similar a los resultados obtenidos en este estudio. Esta densidad de puntos también es suficiente para obtener métricas que están bien relacionadas con variables forestales de interés como la altura media, la altura dominante o variables de cobertura que nos permiten tener una primera aproximación del estado del rodal. En el caso de variables relacionadas con la altura del rodal, es habitual utilizar métricas robustas, como los percentiles, que no están tan influenciados por los valores atípicos. Por ejemplo, el percentil 95 % es menos sensible a valores atípicos que la altura máxima, que puede verse distorsionada por material anormalmente alto o incluso por el retorno de aves en vuelo (Kane et al., 2010).

El volumen de la masa forestal es uno de los parámetros forestales más importantes en el contexto de los inventarios de gestión forestal (Socha et al., 2020). Cuando el volumen se estima de forma tradicional, se utilizan ecuaciones de cubicación para relacionar el volumen del árbol con las variables dasométricas medidas en campo (diámetro y altura). En el caso de los datos LiDAR aéreos, no es muy complicado obtener una métrica que se relacione adecuadamente con la altura, pero obtener una métrica que se relacione adecuadamente con el diámetro es bastante más complejo. En este sentido, se espera que, al relacionar el volumen con las métricas de RS aérea, las métricas relacionadas con la altura, como los percentiles de la distribución de retornos, formen parte de las variables independientes del modelo. Esto concuerda con los resultados obtenidos en este trabajo, en el que $zq95$ fue la métrica incluida en todos los modelos ajustados y la que tuvo mayor peso en la variable de respuesta. En caso de que se puedan tomar decisiones sobre los parámetros de los datos adquiridos por los sensores remotos, es importante tener en cuenta el tiempo que requiere su procesamiento. Lógicamente, a mayor densidad de puntos por metro cuadrado, mayor coste computacional, lo que imposibilita obtener las métricas necesarias para el ajuste de los modelos en parcelas demasiado grandes o con alta densidad de puntos. Hoy en día, la información se consume prácticamente en tiempo real, por lo que estos procesos deben optimizarse para tenerla disponible lo más pronto posible. Por ello, es fundamental buscar un equilibrio entre la información obtenida y la precisión de las estimaciones. En la mayoría de los sistemas de monitorización forestal que utilizan productos de teledetección a gran escala, se utilizan productos integrales, es decir, con una cobertura completa del área de interés, y estos productos suelen ser proporcionados por diferentes entidades o elaborados para fines distintos a los usos forestales. Por ello, las decisiones técnicas suelen restringirse al diseño de las parcelas de campo para adaptarse a los productos de

teledetección para garantizar de esta forma su compatibilidad (Ruiz et al., 2014). Las parcelas de muestreo en campo son casi siempre el componente más costoso del inventario forestal (Westfall et al., 2016), luego es necesario optimizar esta fase no solo teniendo en cuenta los costos operativos, sino yendo un paso más allá al teniendo en cuenta los datos de teledetección y sus costes de procesamiento.

6. CONCLUSIONES

6. CONCLUSIONES

6.1 CONCLUSIONES (ESPAÑOL)

Esta sección resume los principales logros de esta tesis doctoral. Las siguientes conclusiones se refieren a los avances más relevantes y las hipótesis planteadas para el diseño y puesta en marcha de sistemas de monitorización forestal a gran escala:

- **En cuanto a la sistematización de procesos y la aplicación de metodologías de gestión de proyectos**
 1. La disponibilidad de unas directrices claras y detalladas sobre el proceso de diseño y puesta en marcha de un sistema de monitorización forestal es un elemento crucial para conseguir una correcta protocolización y armonización de los sistemas de monitorización forestal desde sus etapas más incipientes.
 2. El uso de metodologías de gestión de proyectos en los sistemas de monitorización forestal, y más concretamente en su diseño, es muy bajo en la actualidad. Estas metodologías son herramientas fundamentales para el desarrollo eficaz del proyecto y facilitarían mucho todas las tareas de dirección llevadas a cabo en los procesos de diseño y puesta en marcha de sistemas de monitorización forestal. Asimismo, estas metodologías permiten estandarizar diferentes proyectos, por lo que favorecerían la comparabilidad de los sistemas de monitorización forestal.
 3. La propuesta metodológica basada en PM² desarrollada en esta tesis puede ser un buen punto de partida para la implementación de las metodologías de gestión de proyectos en los sistemas de monitorización forestal. En este sentido, es importante destacar la potencial relevancia de esta propuesta debido a que, en la actualidad, existe un gran interés en el diseño de nuevos sistemas de monitorización forestal a nivel mundial.
- **En cuanto a la identificación de las necesidades de información y la caracterización de la población objetivo**
 4. Una correcta identificación previa de las necesidades de información a satisfacer por el sistema de monitorización forestal permite obtener un mayor detalle en la definición de alcance en las etapas más tempranas del diseño facilitando el cumplimiento de los objetivos del proyecto.
 5. La realización de inventarios pilotos durante la fase de diseño de un sistema de monitorización forestal aporta numerosas ventajas, principalmente aumentar la eficiencia del diseño y disminuir la incertidumbre asociada.
 6. La caracterización de los tiempos de medición, realizada a partir de la información recabada durante el inventario piloto, permite además identificar cuáles son los

grupos de variables que consumen una mayor parte del tiempo de medición y sobre los cuales se debe poner el foco a la hora de mejorar la eficiencia o aumentar la resiliencia del sistema de monitorización. Por ejemplo, en base al estudio realizado en esta tesis se puede concluir que las variables de medición dasométrica son las más costosas.

- **En cuanto al estudio de la incertidumbre asociada a los errores de medición**

7. En base al estudio realizado para diseños de parcela circulares de área fija, el error de medición de la distancia horizontal no se puede modelar correctamente con ninguna de las distribuciones paramétricas asumidas habitualmente. Además, las masas regeneradas naturalmente y las plantaciones forestales no comparten la misma distribución del error de medición de la distancia horizontal.
8. El error de medición de la distancia horizontal afecta directamente a la incertidumbre de las estimaciones finales de volumen, área basal y densidad de la masa forestal, aunque el efecto es menor a medida que aumenta el radio de la parcela. Por ejemplo, para las condiciones específicas del presente estudio de caso, las estimaciones de la incertidumbre se estabilizaron para parcelas circulares de radios entre 12 y 20 m.
9. Duplicar o reducir a la mitad la dispersión del error de medición de la distancia horizontal afecta a la magnitud de la incertidumbre estimada, pero generalmente no altera el radio de la parcela circular a partir del cual se estabilizan estos valores. Asimismo, los errores multiplicativos tienen un impacto menor en las estimaciones de la variable de la masa final que los errores aditivos.
10. La metodología descrita en esta tesis puede utilizarse como herramienta de apoyo para determinar el tamaño de las parcelas en inventarios forestales basados en diseños circulares de área fija. Sin embargo, se requieren estudios adicionales para evaluar el efecto del error de medición de la distancia horizontal en otros diseños de parcela, o el efecto en la incertidumbre final de las variables objetivo de los errores de medición vinculados a otras variables capturadas en campo.

- **En cuanto al estudio de la incertidumbre asociada al diseño de parcela cuando se utilizan modelos basados en información de sensores remotos**

11. De acuerdo con los resultados obtenidos en el estudio realizado para la modelización del volumen de rodal V usando como información auxiliar datos LiDAR, tanto el tamaño de la parcela circular establecida en campo como el de la ventana circular aplicada a las nubes de datos LiDAR afectan al rendimiento de los modelos de regresión ajustados, obteniéndose mejores resultados en términos de R^2_{adj} y $RMSE$ a medida que aumentan cualquiera de dichos tamaños. No obstante, la magnitud de esta mejora disminuye sensiblemente conforme se incrementan los tamaños de parcela de campo y ventana LiDAR.

12. En el estudio realizado también se observó que, a partir de tamaños de parcela de campo superiores a 20 m de radio, los mejores valores de R^2_{adj} y $RMSE$ se obtienen para los modelos que utilizan como información auxiliar datos LiDAR con un tamaño de ventana ligeramente inferior al fijado para las parcelas de campo.
13. Por otro lado, el percentil 95 % fue la métrica LiDAR que presentó una mayor correlación con V y fue seleccionada de forma mayoritaria en prácticamente todos los modelos ajustados.
14. Además de con los datos LiDAR originales, el estudio se realizó también con una segunda nube de puntos construida reduciendo la densidad de la nube original a $0,5 \text{ puntos} \cdot \text{m}^{-2}$. Las conclusiones alcanzadas en este caso, en cuanto al efecto de los tamaños de parcela de campo y ventana LiDAR en el rendimiento de los modelos, fueron análogas a las obtenidas para la nube de datos original.
15. Durante la realización de este estudio se detectó una mayor tasa de convergencia al valor poblacional en V obtenida a partir de datos de campo que en las métricas LiDAR (percentil 95 %) cuando se incrementa el tamaño de la parcela de campo y la ventana LiDAR, respectivamente. Sin embargo, sería necesario ampliar los análisis para confirmar este comportamiento con otras variables de interés.

6.2 CONCLUSIONS (ENGLISH)

This section summarises the main achievements of this PhD thesis. The following conclusions refer to the most relevant advances and hypotheses for the design and implementation of large-scale forest monitoring systems:

- **Regarding the systematisation of processes and the application of project management methodologies**
 1. The availability of clear and detailed guidelines on the design and implementation process of a forest monitoring system is a crucial element to achieve a correct protocolisation and harmonisation of forest monitoring systems from their most incipient stages.
 2. The use of project management methodologies in forest monitoring systems, and more specifically in their design, is currently very low. These methodologies are fundamental tools for the effective development of the project and would greatly facilitate all the management tasks carried out in the design and implementation processes of forest monitoring systems. Furthermore, these methodologies allow

standardisation of different projects, thus favouring the comparability of forest monitoring systems.

3. The methodological proposal based on PM2 developed in this thesis can be a good starting point for the implementation of project management methodologies in forest monitoring systems. In this sense, it is important to highlight the potential relevance of this proposal due to the fact that, at present, there is a great interest in the design of new forest monitoring systems worldwide.

- **Regarding the identification of information needs and the characterisation of the target population**

4. A correct prior identification of the information needs to be satisfied by the forest monitoring system allows for greater detail in the definition of the scope in the earliest stages of the design, facilitating the fulfilment of the project's objectives.
5. Conducting pilot inventories during the design phase of a forest monitoring system brings numerous advantages, mainly increasing the efficiency of the design and decreasing the associated uncertainty.
6. The characterisation of measurement times, carried out based on the information collected during the pilot inventory, also makes it possible to identify the groups of variables that consume most of the measurement time and on which the focus should be placed when improving the efficiency or increasing the resilience of the monitoring system. For example, based on the study carried out in this thesis, it can be concluded that dasometric measurement variables are the costliest.

- **Concerning the study of the uncertainty associated with measurement errors**

7. Based on the study conducted for fixed-area circular plot designs, the horizontal distance measurement error cannot be modelled correctly with any of the commonly assumed parametric distributions. Furthermore, naturally regenerated stands and forest plantations do not share the same distribution of horizontal distance measurement error.
8. Measurement error of horizontal distance directly affects the uncertainty of final estimates of volume, basal area and stand density, although the effect is smaller as plot radius increases. For example, for the specific conditions of this case study, the uncertainty estimates stabilised for circular plots with radii between 12 and 20 m.
9. Doubling or halving the dispersion of the horizontal distance measurement error affects the magnitude of the estimated uncertainty but generally does not alter the

radius of the circular plot at which these values stabilise. Also, multiplicative errors have a smaller impact on the estimates of the final mass variable than additive errors.

- **Regarding the study of the uncertainty associated with plot design when using remotely sensed models**
 10. The methodology described in this thesis can be used as a support tool to determine plot size in forest inventories based on fixed-area circular designs. However, further studies are required to assess the effect of horizontal distance measurement error in other plot designs, or the effect on the final uncertainty of target variables of measurement errors linked to other variables captured in the field.
 11. According to the results obtained in the study carried out for the modelling of stand volume V using LiDAR data as auxiliary information, both the size of the circular plot established in the field and the size of the circular window applied to the LiDAR data clouds affect the performance of the fitted regression models, obtaining better results in terms of R^2_{adj} and RMSE as either of these sizes increases. However, the magnitude of this improvement decreases significantly as the LiDAR field plot and window sizes increase.
 12. The study also found that, for field plot sizes larger than 20 m radius, the best R^2_{adj} and RMSE values are obtained for models using LiDAR data with a slightly smaller window size as auxiliary information than the one set for field plots.
 13. On the other hand, the 95th percentile was the LiDAR metric that presented the highest correlation with V and was selected in the majority in practically all the adjusted models.
 14. In addition to the original LiDAR data, the study was also conducted with a second point cloud constructed by reducing the density of the original cloud to 0.5 points $\cdot m^{-2}$. The conclusions reached in this case, regarding the effect of field plot and LiDAR window sizes on model performance, were analogous to those obtained for the original data cloud.
 15. During the conduct of this study, a higher rate of convergence to the population value in V obtained from field data than in the LiDAR metrics (95th percentile) was detected when increasing the field plot and LiDAR window size, respectively. However, further analysis would be necessary to confirm this behaviour with other variables of interest.

REFERENCIAS

REFERENCIAS

- Agaisina-Ibrayeva, S. (2021). Advantages of implementing project management in enterprises. *Organizacja i Zarządzanie: kwartalnik naukowy*.
- Alberdi Asensio, I., Condés Ruiz, S., Millán, J. M., Saura Martínez de Toda, S., Sánchez Peña, G., Pérez Martín, F., ... & Vallejo Bombín, R. (2010). National forest inventories report, Spain. *National Forest Inventories. Pathways for Common Reporting*; Tomppo E, Gschwantner T, Lawrence M, McRoberts RE (eds), 529-540.
- Alberdi, I., Cañellas, I., & Bombín, R. V. (2017). The Spanish national forest inventory: history, development, challenges and perspectives. *Brazilian Journal of Forest Research/Pesquisa Florestal Brasileira*, 37(91), 361–368. <https://doi.org/10.4336/2017.pfb.37.91.1337>
- Alberdi, I., Condés, S., McRoberts, R. E., & Winter, S. (2018). Mean species cover: a harmonized indicator of shrub cover for forest inventories. *European Journal of Forest Research*, 137(3), 265-278. <https://doi.org/10.1007/s10342-018-1110-7>
- Álvarez-González, J. G., Castedo-Dorado, F., Ruiz-González, A. D., López-Sánchez, C. A., & Von Gadow, K. (2004). A two-step mortality model for even-aged stands of *Pinus radiata* D. Don in Galicia (Northwestern Spain). *Annals of Forest Science*, 61(5), 439-448. <https://doi.org/10.1051/forest:2004037>
- Anderson, D. R. (1976). *Guidelines for line transect sampling of biological populations* (No. 9-76). The Unit.
- Angelsen, A., Brockhaus, M., Sunderlin, W. D., & Verchot, L. V. (Eds.). (2012). Analysing REDD+: Challenges and choices. *Cifor*
- Arnold, T. B., & Emerson, J. W. (2011). Nonparametric goodness-of-fit tests for discrete null distributions. *The R Journal*, 3(2), 34-39. <https://doi.org/10.32614/RJ-2011-016>
- Baddeley, A., & Turner, R. (2005). spatstat: An R Package for Analyzing Spatial Point Patterns. *Journal of Statistical Software*, 12(6), 1–42. <https://doi.org/10.18637/jss.v012.i06>
- Barrio-Anta, M., & Álvarez González, J. G. (2005). Development of a stand density management diagram for even-aged pedunculate oak stands and its use in designing thinning schedules. *Forestry*, 78(3), 209-216. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpi033>
- Barth, A., Lind, T., Petersson, H., & Ståhl, G. (2006). A framework for evaluating data acquisition strategies for analyses of sustainable forestry at national level. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 21(S7), 94-105. <https://doi.org/10.1080/14004080500486922>
- Bauer, H. H. (1995). Ethics in science. *The Knowledge Filter* (Última versión diciembre de 1995). Recuperado en marzo de 2025: <https://bazaarmodel.net/Onderwerpen/ethicsinscience/hbauer/hbauer-filter.html>

- Bekker, M. C. (2014). Project governance:" Schools of thought". *South African Journal of Economic and Management Sciences*, 17(1), 22-32. <https://journals.co.za/doi/abs/10.10520/EJC148770>
- Bellhouse, D. R. (1988). 1 A brief history of random sampling methods. *Handbook of statistics*, 6, 1-14. [https://doi.org/10.1016/S0169-7161\(88\)06003-1](https://doi.org/10.1016/S0169-7161(88)06003-1)
- Benito, B. M. (2023a). collinear: R Package for Seamless Multicollinearity Management. <https://doi.org/10.5281/zenodo.10039489>
- Benito, B. M. (2023b). collinear: Seamless Multicollinearity Management. <https://blasbenito.github.io/collinear/>
- Berger, A., Gschwantner, T., McRoberts, R. E., & Schadauer, K. (2014). Effects of measurement errors on individual tree stem volume estimates for the Austrian National Forest Inventory. *Forest Science*, 60(1), 14-24. <https://doi.org/10.5849/forsci.12-164>
- Bethlehem, J. (2009). *The rise of survey sampling*. Statistics Netherlands. <https://hdl.handle.net/11245/1.312955>
- Bitterlich, W. (1948). The Winkelzahlprobe: a simplified method of determining basal area per ha. by means of a tree-diameter/spacing ratio. Recuperado en diciembre de 2024: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/19480602314>
- Bontemps, J. D., & Bouriaud, O. (2024). Take five: about the beat and the bar of annual and 5-year periodic national forest inventories. *Annals of Forest Science*, 81(1), 53. <https://doi.org/10.1186/s13595-024-01268-1>
- Borders, B. E., Harrison, W. M., Clutter, M. L., Shiver, B. D., & Souter, R. A. (2008). The value of timber inventory information for management planning. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(8), 2287-2294. <https://doi.org/10.1139/X08-075>
- Bowley, A. L., & Burnett-Hurst, A. R. (1915). Liveliness and Poverty. *G. Bell and Sons*.
- Box, G. E. P., & Cox, D. R. (1964). An Analysis of Transformations. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, 26(2), 211–243. <https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1964.tb00553.x>
- Breiman, L. (2001). Random Forests. *Machine Learning*, 45, 5-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Brown, J. K. (1971). A planar intersect method for sampling fuel volume and surface area. *Forest Science*. 17, 96–102. <https://doi.org/10.1093/forestscience/17.1.96>
- Brown, J. K. (1974). *Handbook for inventorying downed woody material*. Gen. Tech. Rep. INT-GTR-16. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station
- Buján Seoane, S. (2019). *La tecnología LiDAR al servicio de la representación del relieve y la identificación de coberturas del suelo*. Lugo, España: Tesis doctoral, Universidad de

- Santiago de Compostela. Recuperado en junio de 2024: <http://hdl.handle.net/10347/18229>
- Caminero-Granja, J. A., Pajares, J., & Martin-Cruz, N. (2022). Sports Events and Project Management. A PM² Proposal. *Journal of Industrial Engineering and Management*, 15(2), 323–337. <https://doi.org/10.3926/jiem.3722>
- Canavan, S. J., & Hann, D. W. (2004). The Two-Stage Method for Measurement Error Characterization. *Forest Science*, 50(6), 743–756. <https://doi.org/10.1093/forestscience/50.6.743>
- Charvart, J. (2003). *Project Management Methodologies: Selecting, Implementing, and supporting methodologies and processes for projects*. John Wiley & Sons.
- Chin, C., & Spowage, A. (2010). Defining & classifying project management methodologies. *PM World Today*, 12(5), 1–9.
- Cochran, W. G. (1977). *Sampling techniques*. John Wiley & Sons.
- Comisión Europea, Dirección General de Servicios Digitales (2021). Metodología de gestión de proyectos PM²: guía 3.0.1. Oficina de Publicaciones de la Unión Europea. Recuperado en marzo de 2025: <https://data.europa.eu/doi/10.2799/78438>
- Comisión Europea (2023a). COM (2023) 728: Proposal for a REGULATION OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on a monitoring framework for resilient European forests. Recuperado en marzo de 2025: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:1f49f493-8930-11ee-99ba-01aa75ed71a1.0019.02/DOC_1&format=PDF
- Comisión Europea (2023b). COM (2023) 728: ANNEXES to the Proposal for a REGULATION OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on a monitoring framework for resilient European forests. Recuperado en marzo de 2025: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:1f49f493-8930-11ee-99ba-01aa75ed71a1.0001.02/DOC_2&format=PDF
- Cottam, G., Curtis, J. T., & Hale, B. W. (1953). Some sampling characteristics of a population of randomly dispersed individuals. *Ecology*, 34(4), 741-757. <https://doi.org/10.2307/1931337>
- Cunia, T. (1965). Some theory on reliability of volume estimates in a forest inventory sample. *Forest Science*, 11(1), 115–128. <https://doi.org/10.1093/forestscience/11.1.115>
- Dalcher, D. (2012). Book Review: Project Management for the Creation of Organisational Value. *Project Management Journal*, 43(3), 79. <https://doi.org/10.1002/PMJ.21269>
- De Marco, A., & Mangano, G. (2023). A Review of Project Management Practices in EU-funded Horizon2020 Projects. *Procedia Computer Science*, 219, 2075–2083. <https://doi.org/10.1016/J.PROCS.2023.01.510>

- Delignette-Muller, M. L., & Dutang, C. (2015). fitdistrplus: An R Package for Fitting Distributions. *Journal of Statistical Software*, 64(4), 1–34. <https://doi.org/10.18637/jss.v064.i04>
- Diéguez-Aranda, U., Alboreca, A. R., Castedo-Dorado, F., Álvarez González, J. G., Barrio-Anta, M., Crecente-Campo, F., González González, J. M., Pérez-Cruzado, C., Soalleiro, R. R., López-Sánchez, C. A., Balboa-Murias, M. Á., Gorgoso Varela, J. J., & Sánchez Rodríguez, F. (2009). *Herramientas selvícolas para la gestión forestal sostenible en Galicia*. Dirección Xeral de Montes, Consellería do Medio Rural, Xunta de Galicia.
- Dorado-Roda, I., Pascual, A., Godinho, S., Silva, C. A., Botequim, B., Rodríguez-Gonzálvez, P., González-Ferreiro, E. & Guerra-Hernández, J. (2021). Assessing the accuracy of GEDI data for canopy height and aboveground biomass estimates in Mediterranean forests. *Remote Sensing*, 13(12), 2279. <https://doi.org/10.3390/rs13122279>
- Duncanson, L., Kellner, J. R., Armston, J., Dubayah, R., Minor, D. M., Hancock, S., Healey, S. P., Patterson, P. L., Saarela, S., Marselis, S., Silva, C. E., Bruening, J., Goetz, S. J., Tang, H., Hofton, M., Blair, B., Luthcke, S., Fatoyinbo, L., Abernethy, K., ... Zraggen, C. (2022). Aboveground biomass density models for NASA's Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI) lidar mission. *Remote Sensing of Environment*, 270, 112845. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112845>
- Eid, T., Gobakken, T., & Næsset, E. (2004). Comparing stand inventories for large areas based on photo-interpretation and laser scanning by means of cost-plus-loss analyses. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19(6), 512–523. <https://doi.org/10.1080/02827580410019463>
- Espelius, J. (1760). Carta Geographica, o Mapa General de los Pueblos, Montes, y sus Prales. arboledas y extenciones, justicias, guardas q. los custodian, vecindarios, matriculads. y embarcacs., q. comprenn. la Prova. de Marina de Sn. Lucar de Barrameda según la inspecn. del año 1754, una de las que compon. la Yntena. Gl., d' Cadiz / Execudo. cn. Rl. apron. pr. el Yngro. Extrio., D., S., M., Dn., Jph. Espelius. Material cartografico manuscrito.
- Eyvindson, K. J., Petty, A. D., & Kangas, A. S. (2017). Determining the appropriate timing of the next forest inventory: incorporating forest owner risk preferences and the uncertainty of forest data quality. *Annals of Forest Science*, 74, 1-10. <https://doi.org/10.1007/S13595-016-0607-9>
- FAO (2000). Global forest survey concept paper. *Forest Resources Assesment Working paper No28*, Roma.
- FAO (2017). Directrices voluntarias sobre monitoreo forestal nacional. Roma. Recuperado en febrero de 2025: <https://agris.fao.org/search/en/providers/122621/records/6473b99013d110e4e7ac2f34>
- Fehrmann, L., Klein, C., Magdon, P., & Perez-Cruzado, C. (2017). Definition of a minimum standard for forest management inventories on KPH (Forest management Unit) level.

Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. FORCLIME Forests and Climate Change Programme. Jakarta, Indonesia

- Ferretti, M., Fischer, C., Gessler, A., Graham, C., Meusburger, K., Abegg, M., Bebi, P., Bergamini, A., Brockerhoff, E. G., Brunner, I., Bühler, C., Conedera, M., Cothreau, P., D'Odorico, P., Duggelin, C., Ginzler, C., Grendelmeier, A., Haeni, M., Hagedorn, F., ... Shackleton, R. T. (2024). Advancing forest inventorying and monitoring. *Annals of Forest Science*, 81,6. <https://doi.org/10.1186/s13595-023-01220-9>
- Frazer, G. W., Magnussen, S., Wulder, M. A., & Niemann, K. O. (2011). Simulated impact of sample plot size and co-registration error on the accuracy and uncertainty of LiDAR-derived estimates of forest stand biomass. *Remote Sensing of Environment*, 115(2), 636-649. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.10.008>
- García, O., & Ruiz, F. (2003). A growth model for eucalypt in Galicia, Spain. *Forest Ecology and Management*, 173(1-3), 49-62. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00817-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00817-9)
- Genet, A., Wernsdörfer, H., Jonard, M., Pretzsch, H., Rauch, M., Ponette, Q., Nys, C., Legout, A., Ranger, J., Vallet, P., & Saint-André, L. (2011). Ontogeny partly explains the apparent heterogeneity of published biomass equations for *Fagus sylvatica* in central Europe. *Forest Ecology and Management*, 261(7), 1188-1202. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2010.12.034>
- Gertner, G. Z., & Dzialowy, P. J. (1984). Effects of measurement errors on an individual tree-based growth projection system. *Canadian Journal of Forest Research*, 14(3), 311-316. <https://doi.org/10.1139/X84-057>
- Gertner, G. Z. (1990). The sensitivity of measurement error in stand volume estimation. *Canadian Journal of Forest Research*, 20(6), 800-804. <https://doi.org/10.1139/x90-105>
- Ghosh, A., Fassnacht, F., Joshi, P., & Koch, B. (2014). A framework for mapping tree species combining hyperspectral and LiDAR data: Role of selected classifiers and sensor across three spatial scales. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 26, 49-63. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2013.05.017>
- Gislason, P., Benediktsson, J., & Sveinsson, J. (2006). Random forests for land cover classification. *Pattern Recognition Letters*, 27(4), 294-300. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2005.08.011>
- Gobakken, T., & Næsset, E. (2009). Assessing effects of positioning errors and sample plot size on biophysical stand properties derived from airborne laser scanner data. *Canadian Journal of Forest Research*, 39(5), 1036-1052. <https://doi.org/10.1139/X09-025>
- González-Ferreiro, E., Diéguez-Aranda, U., & Miranda, D. (2012). Estimation of stand variables in *Pinus radiata* D. Don plantations using different LiDAR pulse densities. *Forestry*, 85(2), 281-292. <https://doi.org/10.1093/forestry/cps002>
- González-Cueva, G. A. (2002). Tamaño y forma de sitio de muestreo para inventarios forestales en bosques tropicales de la Costa de Jalisco. Las Agujas, Jalisco. Recuperado en enero de 2024: <http://hdl.handle.net/20.500.12104/22413>

- Goodbody, T. R., Coops, N. C., & White, J. C. (2019). Digital aerial photogrammetry for updating area-based forest inventories: A review of opportunities, challenges, and future directions. *Current Forestry Reports*, 5, 55-75. <https://doi.org/10.1007/s40725-019-00087-2>
- Grafström, A., & Ringvall, A. H. (2013). Improving forest field inventories by using remote sensing data in novel sampling designs. *Canadian Journal of Forest Research*, 43, 1015–1022. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0123>
- Graunt, J. (1662). Natural and Political Observations Mentioned in a following Index, and made upon the Bills of Mortality.
- Gregoire, T. G. (1998). Design-based and model-based inference in survey sampling: Appreciating the difference. *Canadian Journal of Forest Research*, 28(10), 1429–1447. <https://doi.org/10.1139/X98-166>
- Gregoire, T. G., & Valentine, H. T. (2007). *Sampling strategies for natural resources and the environment*. Chapman and Hall/CRC.
- Gschwantner, T., Schadauer, K., Vidal, C., Lanz, A., Tomppo, E., Di Cosmo, L., Robert, N., Duursma, D. E., & Lawrence, M. (2009). Common tree definitions for national forest inventories in Europe. *Silva Fennica*, 43(2), 303–321. <https://doi.org/10.14214/SF.463>
- Gschwantner, T., Alberdi, I., Balázs, A., Bauwens, S., Bender, S., Borota, D., ... & Zell, J. (2019). Harmonisation of stem volume estimates in European National Forest Inventories. *Annals of forest science*, 76, 24. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0800-8>
- Gschwantner, T., Riedel, T., Henning, L., Adame, P., Adolt, R., Aguirre, A., ... & Westerlund, B. (2024). Improved large-area forest increment information in Europe through harmonisation of National Forest Inventories. *Forest Ecology and Management*, 562, 121913. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121913>
- Guerra-Hernández, J., & Pascual, A. (2021). Using GEDI lidar data and airborne laser scanning to assess height growth dynamics in fast-growing species: a showcase in Spain. *Forest Ecosystems*, 8, 14. <https://doi.org/10.1186/s40663-021-00291-2>
- Gutiérrez de la Vega, J. (1877). Libro de la montería del Rey D. Alfonso XI. *Madrid: Imprenta y Fundición M. Tello*.
- Haara, A. (2003). Comparing Simulation Methods for Modelling the Errors of Stand Inventory Data. *Silva Fennica*, 37(4), 477–491.
- Hankin, D., Mohr, M. S., & Newman, K. B. (2019). *Sampling theory: For the ecological and natural resource sciences*. Oxford University Press, USA.
- Hansen, M. H., Hurwitz, W. N., & Madow, W. G. (1953). *Sample survey methods and theory. Vol. I. Methods and applications*. John Wiley
- Henttonen, H. M., & Kangas, A. (2015). Optimal plot design in a multipurpose forest inventory. *Forest Ecosystems*, 2, 1-14. <https://doi.org/10.1186/s40663-015-0055-2>

- Horvitz, D. G., & Thompson, D. J. (1952). A Generalization of Sampling Without Replacement from a Finite Universe. *Journal of the American Statistical Association*, 47(260), 663–685. <https://doi.org/10.1080/01621459.1952.10483446>
- Husch, B. (1971). *Planning a forest inventory* (Vol. 17). Food & Agriculture Org.
- Husch, B., Beers, T. W., & Kershaw Jr, J. A. (2002). *Forest mensuration*. John Wiley & Sons.
- Hyypä, J. (1999). Detecting and estimating attributes for single trees using laser scanner. *The Photogramm. J. Finland*, 16, 27-42.
- ICAP, International Carbon Action Partnership (2025). Mapa de Sistemas de Comercio de Emisiones. Recuperado en mayo de 2025 <https://icapcarbonaction.com/es/ets>
- Ilvessalo, Y. (1927). The forests of Suomi Finland. Results of the general survey of the forests of the country carried out during the years 1921–1924. *Communicationes Ex Instituto Quaestionum Forestalium Finlandiae*, 11.
- Instituto Geográfico Nacional (2024). Plan Nacional de Ortografía Aérea. Recuperado en diciembre de 2024: <https://pnoa.ign.es/>
- Joslin, R., & Müller, R. (2015). Relationships between a project management methodology and project success in different project governance contexts. *International Journal of Project Management*, 33(6), 1377–1392. <https://doi.org/10.1016/j.ijproman.2015.03.005>
- Jovanovic, P., & Beric, I. (2018). Analysis of the available project management methodologies. *Management: Journal of Sustainable Business and Management Solutions in Emerging Economies*, 23(3), 1-13. <https://doi.org/10.7595/management.fon.2018.0027>
- Kane, V. R., McGaughey, R. J., Bakker, J. D., Gersonde, R. F., Lutz, J. A., & Franklin, J. F. (2010). Comparisons between field- and LiDAR-based measures of stand structural complexity. *Canadian Journal of Forest Research*, 40(4), 761–773. <https://doi.org/10.1139/X10-024>
- Kangas, A. S. (1997). On the prediction bias and variance in long-term growth projections. *Forest Ecology and Management*, 96(3), 207-216. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00056-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00056-X)
- Kangas, A. S. (1998). Effect of errors-in-variables on coefficients of a growth model and on prediction of growth. *Forest Ecology and Management*, 102(2-3), 203-212. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00161-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00161-8)
- Kangas, A. S. (1999). Methods for assessing uncertainty of growth and yield predictions. *Canadian Journal of Forest Research*, 29(9), 1357–1364. <https://doi.org/10.1139/X99-100>
- Kangas, A., & Maltamo, M. (2006). *Forest inventory. Methodology and Applications*. Springer.

- Kangas, A., Myllymäki, M., Gobakken, T., & Næsset, E. (2016). Model-assisted forest inventory with parametric, semiparametric, and nonparametric models. *Canadian Journal of Forest Research*, 46(6), 855–868. <https://doi.org/10.1139/CJFR-2015-0504>
- Kangas, A., Astrup, R., Breidenbach, J., Fridman, J., Gobakken, T., Korhonen, K. T., ... & Olsson, H. (2018). Remote sensing and forest inventories in Nordic countries—roadmap for the future. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 33(4), 397-412. <https://doi.org/10.1080/02827581.2017.1416666>
- Kangas, A., Rätty, M., Korhonen, K. T., Vauhkonen, J., & Packalen, T. (2019). Catering Information Needs from Global to Local Scales-Potential and Challenges with National Forest Inventories. *Forests*, 10(9), 800. <https://doi.org/10.3390/f10090800>
- Karra, K., Kontgis, C., Statman-Weil, Z., Mazzariello, J. C., Mathis, M., & Brumby, S. P. (2021). Global land use/land cover with Sentinel 2 and deep learning. *IEEE international geoscience and remote sensing symposium IGARSS, Brussels, Belgium*, 4704-4707. <https://doi.org/10.1109/IGARSS47720.2021.9553499>
- Kayitakire, F., Hamel, C., & Defourny, P. (2006). Retrieving forest structure variables based on image texture analysis and IKONOS-2 imagery. *Remote sensing of environment*, 102(3-4), 390-401. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.02.022>
- Kershaw Jr, J. A., Ducey, M. J., Beers, T. W., & Husch, B. (2016). *Forest Mensuration*. John Wiley & Sons.
- Kiaer, A. N. (1895). Observations et expériences concernant les dénombrements représentatifs. *Bulletin of the International Statistical Institute*, 9(2), 176–183.
- Kitahara, F., Mizoue, N., & Yoshida, S. (2009). Evaluation of data quality in Japanese national forest inventory. *Environmental Monitoring and Assessment*, 159, 331-340. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0632-8>
- Kleinn, C., Ramírez, C., Chavez, G., & Lobo, S. (2001). Estudio Piloto para el Inventario Forestal Nacional en Costa Rica. *Programa de Evaluacion de Los Recursos Forestales. Documento de Trabajo (FAO) Spa No. 66*. Recuperado en enero de 2025: <https://agris.fao.org/search/en/providers/122621/records/6473b99813d110e4e7ac33f2>
- Kleinn, C., Ståhl, G., & Fehrmann, L. (2010). Issues in forest inventories as an input to planning and decision processes. *Proceedings. S*, 187, 190.
- Kleinn, C., Magnussen, S., Nölke, N., Magdon, P., Álvarez-González, J. G., Fehrmann, L., & Pérez-Cruzado, C. (2020). Improving precision of field inventory estimation of aboveground biomass through an alternative view on plot biomass. *Forest Ecosystems*, 7, 1-10. <https://doi.org/10.1186/s40663-020-00268-7>
- Köhl, M., Traub, B., & Päivinen, R. (2000). Harmonisation and standardisation in multi-national environmental statistics - mission impossible? *Environmental Monitoring and Assessment*, 63(2), 361–380. <https://doi.org/10.1023/A:1006257630216>

- Köhl, M., Lister, A., Scott, C. T., Baldauf, T., & Plugge, D. (2011). Implications of sampling design and sample size for national carbon accounting systems. *Carbon Balance and Management*, 6, 1-20. <https://doi.org/10.1186/1750-0680-6-10>
- Kozak, A. (1998). Effects of upper stem measurements on the predictive ability of a variable-exponent taper equation. *Canadian journal of forest research*, 28(7), 1078-1083. <https://doi.org/10.1139/x98-120>
- Laplace, P. S. (1820). *Théorie analytique des probabilités* (Vol. 7). Courcier.
- Lechler, T. G., & Dvir, D. (2010). An alternative taxonomy of project management structures: linking project management structures and project success. *IEEE Transactions on engineering management*, 57(2), 198-210. <https://doi.org/10.1109/TEM.2010.2044441>
- Liaw, A., & Wiener, M. (2002). Classification and regression by randomForest. *R news*, 2(3), 18-22.
- Loetsch, F., & Haller, K. (1973). *Forest Inventory*, Vol I.
- Loetsch, F., Zöhrer, F., & Haller, K. (1973). *Forest inventory*, Vol II.
- Lombardi, F., Marchetti, M., Corona, P., Merlini, P., Chirici, G., Tognetti, R., ... & Puletti, N. (2015). Quantifying the effect of sampling plot size on the estimation of structural indicators in old-growth forest stands. *Forest Ecology and Management*, 346, 89-97. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.011>
- López-Álvarez, O., Martínez-Calvo, A., Lestido-Cardama, Y., & Marey Pérez, M. (2024). Diseño Curricular para la Enseñanza de la Gestión de Proyectos en Investigación: estudio sobre contenidos en los programas de doctorado españoles. *II Xornada Interuniversitaria Galega de Innovación Docente*.
- Lynch, T. B. (2017). Optimal plot size or point sample factor for a fixed total cost using the Fairfield Smith relation of plot size to variance. *Forestry*, 90(2), 211–218. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpw038>
- Mäkinen, A., Holopainen, M., Kangas, A., & Rasinmäki, J. (2010). Propagating the errors of initial forest variables through stand- and tree-level growth simulators. *European Journal of Forest Research*, 129, 887–897. <https://doi.org/10.1007/S10342-009-0288-0>
- Malinowski, R., Lewiński, S., Rybicki, M., Gromny, E., Jenerowicz, M., Krupíński, M., Nowakowski, A., Wojtkowski, C., Krupíński, M., Krätzschmar, E., & Schauer, P. (2020). Automated Production of a Land Cover/Use Map of Europe Based on Sentinel-2 Imagery. *Remote Sensing*, 12(21), 3523. <https://doi.org/10.3390/rs12213523>
- Mandallaz, D. (1991). *A unified approach to sampling theory for forest inventory based on infinite population and superpopulation models* (Doctoral dissertation, ETH Zurich).
- Martín-García, S., Diéguez-Aranda, U., Álvarez González, J. G., Pérez-Cruzado, C., Buján, S., & González-Ferreiro, E. (2017). Estimación de las existencias maderables de *Pinus radiata* a escala provincial utilizando datos LiDAR de baja resolución. *Bosque (Valdivia)*, 38(1), 17-28. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002017000100003>

- Mauya, E. W., Hansen, E. H., Gobakken, T., Bollandås, O. M., Malimbwi, R. E., & Næsset, E. (2015). Effects of field plot size on prediction accuracy of aboveground biomass in airborne laser scanning-assisted inventories in tropical rain forests of Tanzania. *Carbon balance and management*, *10*, 1-14. <https://doi.org/10.1186/s13021-015-0021-x>
- McRoberts, R. E., Wendt, D. G., Nelson, M. D., & Hansen, M. H. (2002). Using a land cover classification based on satellite imagery to improve the precision of forest inventory area estimates. *Remote Sensing of environment*, *81*(1), 36-44. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00330-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00330-3)
- McRoberts, R. E. (2006). A model-based approach to estimating forest area. *Remote Sensing of Environment*, *103*(1), 56–66. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2006.03.005>
- McRoberts, R. E., Tomppo, E., Schadauer, K., Vidal, C., Ståhl, G., Chirici, G., Lanz, A., Cienciala, E., Winter, S., & Smith, W. B. (2009). Harmonizing national forest inventories. *Journal of Forestry*, *107*(4), 179–187. <https://doi.org/10.1093/jof/107.4.179>
- McRoberts, R. E. (2010). Probability-and model-based approaches to inference for proportion forest using satellite imagery as ancillary data. *Remote Sensing of Environment*, *114*(5), 1017–1025. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.12.013>
- McRoberts, R. E., Ståhl, G., Vidal, C., Lawrence, M., Tomppo, E., Schadauer, K., Chirici, G., & Bastrup-Birk, A. (2010). *National forest inventories: Prospects for harmonised international reporting. National Forest Inventories: Pathways for Common Reporting*, 33–43. Springer. https://doi.org/10.1007/978-90-481-3233-1_3
- McRoberts, R. E., Tomppo, E. O., Schadauer, K., & Ståhl, G. (2012). Harmonizing national forest inventories. *Forest Science*, *58*(3), 189–190. <https://doi.org/10.5849/forsci.12-042>
- McRoberts R. E., Tomppo E. O., Czaplewski, R. L. (2015). Sampling designs for national forest assessments. *Knowledge reference for national forest assessments*, 23–40. Recuperado en enero de 2024 https://www.statsclass.org/stat335/Notes/SamplingDesigns_NationalForestAssessments.pdf.
- Miller, D. R., Quine, C. P., & Hadley, W. (2000). An investigation of the potential of digital photogrammetry to provide measurements of forest characteristics and abiotic damage. *Forest Ecology and Management*, *135*(1–3), 279–288. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00286-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00286-3)
- Miller TLboFcbA (2024). *_leaps: Regression Subset Selection_*. R package version 3.2. <https://CRAN.R-project.org/package=leaps>
- Milosevic, D., & Patanakul, P. (2005). Standardized project management may increase development projects success. *International journal of project management*, *23*(3), 181-192. <https://doi.org/10.1016/j.ijproman.2004.11.002>
- MITECO, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2021). Red de Seguimiento a gran Escala de Daños en los Bosques (Red de Nivel I). Manual de Campo.

Área de Inventario y Estadísticas Forestales de La Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación.

- Molina-Valero, J. A., Martínez-Calvo, A., Ginzo Villamayor, M. J., Novo Pérez, M. A., Álvarez-González, J. G., Montes, F., & Pérez-Cruzado, C. (2022). Operationalizing the use of TLS in forest inventories: The R package FORTLS. *Environmental Modelling & Software*, *150*, 105337. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSOF.2022.105337>
- Molina-Valero, J. A., Martins-Neto, R. P., Martínez-Calvo, A., Rodríguez-Ruiz, J., Surovy, P., Seppelt, A., & Pérez-Cruzado, C. (2025). Use of close-range LiDAR devices and statistical inference approaches in operational stand-level forest inventories. *Remote Sensing of Environment*, *325*, 114773. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2025.114773>
- Montes, F., Ledo, A., Rubio, A., Pita, P., & Cañellas, I. (2009). Use of estereoscopic hemispherical images for forest inventories. *Proceedings of the International Scientific Conference Forest, Wildlife and Wood Sciences for Society Development*.
- Morales-Hidalgo, D., Kleinn, C., & Piazza, M. (2014). General principles to be taken in consideration in a national forest monitoring system. *INTERNATIONAL SCIENTIFIC CONFERENCE: Problems of Forest Inventory and Forest Management Planning*, *4*.
- Moreno-Fernandez, D., Cañellas, I., Hernandez, L., Adame, P., & Alberdi, I. (2024). Nested plot designs used in forest inventory do not accurately capture tree species richness in Southwestern European forests. *Annals of Forest Science*, *81*(1), 20. <https://doi.org/10.1186/s13595-024-01237-8>
- Mowrer, H.T. (2000). Uncertainty in natural resource decision support systems: sources, interpretation, and importance. *Computers and Electronics in Agriculture*, *27*(1–3), 139–154. [https://doi.org/10.1016/S0168-1699\(00\)00113-7](https://doi.org/10.1016/S0168-1699(00)00113-7)
- Naesset, E. (2002). Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote Sensing of Environment*, *80*, 88–89. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00290-5](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00290-5)
- Nassset, E., Bollandsas, O. M., Gobakken, T., Gregoire, T. G., & Stahl, G. (2013). Model-assisted estimation of change in forest biomass over an 11 year period in a sample survey supported by airborne LiDAR: A case study with post-stratification to provide “activity data”. *Remote Sensing of Environment*, *128*, 299–314. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2012.10.008>
- Neumann, M., Moreno, A., Mues, V., Harkonen, S., Mura, M., Bouriaud, O., ... & Hasenauer, H. (2016). Comparison of carbon estimation methods for European forests. *Forest Ecology and Management*, *361*, 397–420. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2015.11.016>
- Neyman, J. (1934). One of the two different aspects of the representative method: the method of stratified sampling and the method of purposive selection. In *Breakthroughs in statistics: Methodology and distribution*. Springer.

- Nguyen, H. T. T., Doan, T. M., Tomppo, E., & McRoberts, R. E. (2020). Land Use/land cover mapping using multitemporal Sentinel-2 imagery and four classification methods—A case study from Dak Nong, Vietnam. *Remote Sensing*, *12*(9), 1367. <https://doi.org/10.3390/rs12091367>
- O’Connell, J., Bradter, U., & Benton, T. (2015). Wide-area mapping of small-scale features in agricultural landscapes using airborne remote sensing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, *109*, 165–177. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2015.09.007>
- Ozkan, U., & Demirel, T. (2021). The influence of window size on remote sensing-based prediction of forest structural variables. *Ecological Processes*, *10*, 1–11. <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00330-4>
- PARES (2025). Portal de Archivos Españoles. Ministerio de Cultura. Recuperado en noviembre de 2025: <https://pares.mcu.es/Catastro/servlets/ServletController?accion=2&opcion=10>
- Pattison, R., Andersen, H. E., Gray, A., Schulz, B., Smith, R. J., & Jovan, S. (2018). Forests of the Tanana Valley state forest and Tetlin National Wildlife Refuge, Alaska: Results of the 2014 pilot inventory. *Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-967*. Portland, OR: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 80 p., 967. <https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-967>
- Paudel, P., & Mandal, R. A. (2019). Comparing growing stock using circular, square and rectangular plots shape in inventory (A study from Community Forests in Chitwan District, Nepal). *Canadian Journal of Soil Science*, *4*(1), 448-454.
- Paulson, L. (2001). Adapting methodologies for doing software right. *IT Professional*, *3*(4), 13–15. <https://doi.org/10.1109/6294.946613>
- Pedrayes, O. D., Lema, D. G., García, D. F., Usamentiaga, R., & Alonso, Á. (2021). Evaluation of semantic segmentation methods for land use with spectral imaging using Sentinel-2 and PNOA imagery. *Remote Sensing*, *13*(12), 2292. <https://doi.org/10.3390/rs13122292>
- Pereira, M. (1918). Livro da montaria, feito por D. João I, Rei de Portugal, conforme o manuscrito N° 4352 da Biblioteca Nacional de Lisboa. Academia das Ciências de Lisboa.
- Pérez-Cruzado, C. (2015). Uncertainty budget in large-scale forest inventories: a case study in peat-swamp forest in Indonesia. *International Workshop on Forest Carbon Emissions*, Jakarta.
- Pérez-Cruzado, C., Álvarez-González, J. G., Magdon, P., Sarodja, D., Fhermann, L., & Kleinn, C. (2017). Propagación de errores en el inventario de biomasa en bosques naturales: efecto de las distintas fuentes de incertidumbre. *7º Congreso Forestal Español*.
- Pérez-Cruzado, C., Ruiz, J. R., Alonso Martínez, L., Aranda, U. D., Rodríguez-Soalleiro, R., Daría Ruiz, A., Lombardero, J., Picos, J., Armesto, J., Gabriel Álvarez González, J., & Calvo, A. M. (2022). *Pautas del inventario forestal y protocolo de campo Proyecto IFCG*. Xunta de Galicia.

- Pérez-Cruzado, C., Lestido-Cardama, Y., López-Álvarez, O., Martínez-Calvo, A., Rodríguez-Ruiz, J., & Marey-Pérez, M. (2024). Filling the gap in project management competences in forestry research projects: a scoping study. *IUFRO 26th World Congress*. Suecia
- Phillips, D. L., Brown, S. L., Schroeder, P. E., & Birdsey, R. A. (2000). Toward error analysis of large-scale forest carbon budgets. *Global Ecology and Biogeography*, 9(4), 305–313. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00197.x>
- Potapov, P., Li, X., Hernandez-Serna, A., Tyukavina, A., Hansen, M. C., Kommareddy, A., ... & Hofton, M. (2021). Mapping global forest canopy height through integration of GEDI and Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 253, 112165. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112165>
- Prodan, M., Peters, R., Cox, F., & Real, P. (1997). Mensura Forestal. *Instituto Interamericano de Cooperación Para La Agricultura, San José (Costa Rica)*.
- Project Management Institute (2017). *Project Management book of Knowledge*. Project Management Institute.
- R Core Team (2024). R: A Language and Environment for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Ribas-Costa, V. A., Cook, R. L., & Gastón, A. (2024). Modeling structural traits of Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) forests with low-density LiDAR. *European Journal of Remote Sensing*, 57(1). <https://doi.org/10.1080/22797254.2024.2344569>
- Ripley, B. (2024). MASS: Support Functions and Datasets for Venables and Ripley's MASS. <http://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4/>
- Roussel, J.-R., & Auty, D. (2024). lidR: Airborne LiDAR Data Manipulation and Visualization for Forestry Applications. <https://github.com/r-lidar/lidR>
- Roussel, J.-R., Auty, D., Coops, N. C., Tompalski, P., Goodbody, T. R. H., Meador, A. S., Bourdon, J.-F., de Boissieu, F., & Achim, A. (2020). lidR: An R package for analysis of Airborne Laser Scanning (ALS) data. *Remote Sensing of Environment*, 251, 112061. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112061>
- Ruano Aragón, A. (2001). El bosque guipuzcoano en la Edad moderna: aprovechamiento, ordenamiento legal y conflictividad. *San Sebastián: Sociedad de Ciencias Aranzadi*.
- Ruiz, L. A., Hermosilla, T., Mauro, F., & Godino, M. (2014). Analysis of the influence of plot size and LiDAR density on forest structure attribute estimates. *Forests*, 5(5), 936–951. <https://doi.org/10.3390/f5050936>
- Saarela, S., Grafström, A., Ståhl, G., Kangas, A., Holopainen, M., Tuominen, S., Nordkvist, K., & Hyypä, J. (2015). Model-assisted estimation of growing stock volume using different combinations of LiDAR and Landsat data as auxiliary information. *Remote Sensing of Environment*, 158, 431–440. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2014.11.020>
- Saarela, S., Schnell, S., Tuominen, S., Balázs, A., Hyypä, J., Grafström, A., & Ståhl, G. (2016a). Effects of positional errors in model-assisted and model-based estimation of

- growing stock volume. *Remote Sensing of Environment*, 172, 101–108. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2015.11.002>
- Saarela, S., Holm, S., Grafström, A., Schnell, S., Naesset, E., Gregoire, T. G., Nelson, R. F., Ståhl, G. (2016b). Hierarchical model-based inference for forest inventory utilizing three sources of information. *Annals of Forest Science*, 73(4), 895–910. <https://doi.org/10.1007/s13595-016-0590-1>
- Salugin, A. N., Kulik, A. V., & Uzoln, A. I. (2021). Stochastic Modeling of Effects Exercised by Protective Forest Strips: The Cauchy Distribution. *Russian Agricultural Sciences*, 47(4), 328–332. <https://doi.org/10.3103/s1068367421040169>
- Särndal, C. E., Swensson, B. & Wretman, J. (1992). *Model Assisted Survey Sampling*. Springer.
- Schreuder, H. T., Gregoire, T. G., & Wood, G. B. (1993). *Sampling methods for multiresource forest inventory*. John Wiley & Sons.
- Shen, X., & Cao, L. (2017). Tree-Species Classification in Subtropical Forests Using Airborne Hyperspectral and LiDAR Data. *Remote Sensing*, 9(11), 1180. <https://doi.org/10.3390/rs9111180>
- Sinha, S., Jeganathan, C., Sharma, L. K., & Nathawat, M. S. (2015). A review of radar remote sensing for biomass estimation. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(5), 1779-1792. <https://doi.org/10.1007/s13762-015-0750-0>
- Socha, J., Hawryko, P., Pierzchalski, M., Sterenczak, K., Krok, G., Wezyk, P., & Tyminska-Czabanska, L. (2020). An allometric area-based approach—a cost-effective method for stand volume estimation based on ALS and NFI data. *Forestry*, 93(3), 344–358. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpz062>
- Špundak, M. (2014). Mixed agile/traditional project management methodology—reality or illusion? *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, 119, 939–948. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2014.03.105>
- Ståhl, G., Cienciala, E., Chirici, G., Lanz, A., Vidal, C., Winter, S., McRoberts, R. E., Rondeux, J., Schadauer, K., & Tomppo, E. (2012). Bridging National and Reference Definitions for Harmonizing Forest Statistics. *Forest Science*, 58(3), 214–223. <https://doi.org/10.5849/FORSCI.10-067>
- Sukhatme, P. V., Sukhatme, B. V., Sukhatme, S., & Asok, C. (1970). *Sampling theory of surveys with applications*, 27-29. IA: Iowa State University Press.
- Sutherland, W. J. (Ed.) (2006). *Ecological census techniques: a handbook*. Cambridge University Press.
- Teixido, A. L., Quintanilla, L. G., Carreno, F., & Gutierrez, D. (2010). Impacts of changes in land use and fragmentation patterns on Atlantic coastal forests in northern Spain. *Journal of Environmental Management*, 91(4), 879-886. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.11.004>

- Tello, J. C. (1980). *Eficiência e Custos de Diferentes Formas e Tamanhos de Unidades de Amostra em uma Floresta Nativa de Araucaria angustifolia (Bert.) O. Ktze no Sul do Brasil*. Doctoral dissertation, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. Recuperado en enero de 2024: <http://hdl.handle.net/1884/26978>
- Tewari, V., & Kleinn, C. (2015). Considerations on capacity building for national forest assessments in developing countries—with a case study of India. *International Forestry Review*, 17(2), 244–254. <https://doi.org/10.1505/146554815815500633>
- Thépaut, J. N., Dee, D., Engelen, R., & Pinty, B. (2018). The Copernicus programme and its climate change service. *IGARSS 2018-2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 1591-1593. <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2018.8518067>
- Timmermans, W., López, F. Ó., Tubio, J. M., & Maseda, R. C. (2015). A complexity perspective on institutional change: Dealing with land fragmentation in Galicia. *Social Evolution and History*, 14(2), 77-107.
- Tomppo, E., & Andersson, K. (2008). Technical review of FAO's approach and methods for National Forest Monitoring and Assessment (NFMA). Roma, Italia: Forestry Department, FAO.
- Tomppo, E., Gschwantner, T., Lawrence, M., & McRoberts, R. E. (2010). *National Forest Inventories Pathways for Common Reporting*. Springer.
- Tomppo, E., Malimbwi, R., Katila, M., Mäkisara, K., Henttonen, H. M., Chamuya, N., Zahabu, E. & Otieno, J. (2014). A sampling design for a large area forest inventory: case Tanzania. *Canadian Journal of Forest Research*, 44(8), 931-948. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0490>
- Treitz, P., Lim, K., Woods, M., Pitt, D., Nesbitt, D., & Etheridge, D. (2012). Remote Sensing LiDAR Sampling Density for Forest Resource Inventories in Ontario, Canada. *Remote Sensing*, 4(4), 830–848. <https://doi.org/10.3390/rs4040830>
- Tschuprow, A. A. (1923). On the mathematical expectation of the moments of frequency distributions in the case of correlated observations. *Metron*, 2(4), 646–680.
- Van Der Sanden, J. J., & Hoekman, D. H. (1999). Potential of Airborne Radar To Support the Assessment of Land Cover in a Tropical Rain Forest *Environment. Remote Sensing of Environment*, 68(1), 26–40. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(98\)00099-6](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(98)00099-6)
- Vatandaşlar, C., & Zeybek, M. (2020). Application of handheld laser scanning technology for forest Application of handheld laser scanning technology for forest inventory purposes in the NE Turkey inventory purposes in the NE Turkey. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 40(3), 229–242. <https://doi.org/10.3906/tar-1903-40>
- Vatandaşlar, C., & Abdikan, S. (2022). Carbon stock estimation by dual-polarized synthetic aperture radar (SAR) and forest inventory data in a Mediterranean forest landscape. *Journal of Forestry Research*, 33, 827–838. <https://doi.org/10.1007/s11676-021-01363-3>

- Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S* (Fourth Edition). Springer.
- Vidal, C., Lanz, A., Tomppo, E., Schadauer, K., Gschwantner, T., Di Cosmo, L., & Robert, N. (2008). Establishing forest inventory reference definitions for forest and growing stock: A study towards common reporting. *Silva Fennica.*, 42(2), 247–266. <https://doi.org/10.14214/SF.255>
- Vidal, C., Alberdi, I., Redmond, J., Vestman, M., Lanz, A., & Schadauer, K. (2016). The role of European National Forest Inventories for international forestry reporting. *Annals of Forest Science*, 73, 793-806. <https://doi.org/10.1007/s13595-016-0545-6>
- Wells, H. (2012). How effective are project management methodologies? An explorative evaluation of their benefits in practice. *Project Management Journal*, 43(6), 43–58. <https://doi.org/10.1002/PMJ.21302>
- Westfall, J. A., & Patterson, P. L. (2007). Measurement variability error for estimates of volume change. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(11), 2201–2210. <https://doi.org/10.1139/X07-082>
- Westfall, J. A., Lister, A. J., & Scott, C. T. (2016). Precision and cost considerations for two-stage sampling in a panelized forest inventory design. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 1–14. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-5002-8>
- White, J. C., Tompalski, P., Bater, C. W., Wulder, M. A., Fortin, M., Hennigar, C., ... & White, R. (2025). Enhanced forest inventories in Canada: implementation, status, and research needs. *Canadian Journal of Forest Research*, 55, 1-37. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2024-0255>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. <https://ggplot2.tidyverse.org>
- Williams, M. S., & Schreuder, H. T. (2000). Guidelines for choosing volume equations in the presence of measurement error in height. *Canadian Journal of Forest Research*, 30(2), 306-310. <https://doi.org/10.1139/x99-215>
- Williams, L. W., Goward, S., & Arvidson, T. (2006). Landsat: Yesterday, Today, and Tomorrow. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 72, 1171–1178.
- Xue, J., & Su, B. (2017). Significant Remote Sensing Vegetation Indices: A Review Of Developments and Applications. *Journal of Sensors*, 17. <https://doi.org/10.1155/2017/1353691>
- Xunta de Galicia (2021). Plan Forestal de Galicia. Recuperado en junio de 2024: <https://mediorural.xunta.gal/sites/default/files/temas/forestal/plan-forestal/20211112-Plan-Forestal-Galicia-2021-2040-cast.pdf>
- Youngs, R. (2009). History, nature, and products of wood. *Forests and Forest Plants*, 2, 2.

- Yu, X., Hyypä, J., Holopainen, M., & Vastaranta, M. (2010). Comparison of area-based and individual tree-based methods for predicting plot-level forest attributes. *Remote Sensing*, 2(6), 1481-1495. <https://doi.org/10.3390/rs2061481>

ANEXO I

ANEXO I. Encuesta del proceso participativo del IFCG

BLOQUE I

1. ¿Entiende que era necesario para el monte gallego la puesta en marcha de un Inventario Forestal Continuo de Galicia?

Sí

No

2. ¿Entiende acertado que sean las universidades gallegas quien desarrollen directamente el Inventario Forestal Continuo de Galicia, respaldados por la Consejería competente de la Xunta de Galicia con competencias inherentes a la política forestal?

Sí

No

3. ¿Entiende acertada la creación de un grupo de trabajo en el seno del Consejo Forestal de Galicia que tenga por objeto este Inventario Forestal Continuo de Galicia?

Sí

No

4. ¿Qué sistemas de monitorización forestal conoce?

Inventario Forestal Nacional (IFN)

Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales (FRA-FAO)

Red Europea de Seguimiento de los bosques (Nivel I)

Red Europea de Seguimiento de los bosques (Nivel II)

Red Gallega de Seguimiento de Daños en los Bosques

Inventarios Forestales Propios (empresas u otras instituciones)

Inventarios de Ordenación de Montes

Otros

5. En el caso de tener marcada la opción “Otros” en la pregunta anterior, especifique a que sistema de monitorización forestal se refiere.

6. ¿Con que frecuencia usa la información, productos o salidas de los siguientes sistemas de monitorización?

	Nunca	Esporádico	Anual	Mensual
Inventario Forestal Nacional (IFN)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

	Nunca	Esporádico	Anual	Mensual
Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales (FRA-FAO)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Red Europea de Seguimiento de los bosques (Nivel I)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Red Europea de Seguimiento de los bosques (Nivel II)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Red Gallega de Seguimiento de Daños en los Bosques	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Inventarios Forestales Propios (empresas u otras instituciones)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Inventarios de Ordenación de Montes	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Otros	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

7. ¿Con que finalidad está utilizando o utilizó los sistemas de monitorización anteriores?

8. ¿Cuál es el nivel de utilidad para su actividad de la siguiente información, producto o salida relacionado con el valor de las variables de interés forestal?

Por variables de interés forestal se entiende aquellas que habitualmente se emplean en la toma de decisión en el ámbito forestal, por ejemplo, el número de pies, el volumen, la biomasa o la especie arbórea.

1-Nada útil; 5-Extremadamente útil

	1	2	3	4	5
Informe con valores medios o totales para toda el área de estudio de variables de interés forestal	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Nivel de incertidumbre o error asociado a los valores medios o totales de las variables de interés forestal	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Datos originales de las mediciones de las parcelas y/o árboles tipo	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

9. ¿Hay alguna información, producto o salida de los sistemas de monitorización relacionada con el valor de las variables de interés forestal que no se mencionó en la lista anterior y que sea de utilidad para su actividad? Especificar el nivel de utilidad de cada información, producto o salida mencionado.

10. ¿Cuál es el nivel de utilidad para su actividad de la siguiente información, producto o salida relacionada con la superficie forestal?

1-Nada útil; 5- Extremadamente útil

	1	2	3	4	5
Mapa de clasificación de estratos	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Informes sobre superficies de estratos para toda el área de estudio	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

	1	2	3	4	5
Nivel de incertidumbre o error asociado de los mapas de clasificación	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Nivel de incertidumbre o error asociado sobre los informes de superficies de estratos	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Datos originales de las mediciones de las parcelas y/o árboles tipo	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

11. ¿Hay alguna información, producto o salida de los sistemas de monitorización relacionada con la superficie forestal que no se haya mencionado en la lista anterior y que sea de utilidad para su actividad? Especificar el nivel de utilidad de cada información, producto o salida.

12. ¿Cuál es el nivel de utilidad para su actividad de la siguiente información, producto o salida relacionada con los cambios entre sucesivos inventarios?

	1	2	3	4	5
Cambios en las superficies de los estratos	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Cambios en los valores medios y total de las variables de interés forestal	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Nivel de incertidumbre o error asociado sobre los cambios en superficies de estratos	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Nivel de incertidumbre o error asociado sobre los cambios en los valores medios y totales de las variables de interés forestal	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Datos originales de las mediciones de parcelas y/o árboles tipo	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

13. ¿Hay alguna información, producto o salida de los sistemas de monitorización relacionada con los cambios entre sucesivos inventarios que no se mencionaron en la lista anterior y que sea de utilidad para su actividad? Especificar el nivel de utilidad de cada información, producto o salida mencionado.

14. ¿Qué cambios sugeriría en la información, productos o salidas generadas para que fuese más útil para su actividad?

BLOQUE II

La segunda parte del cuestionario se corresponde con los requisitos plantados por su institución, organismo u entidad al respecto de la información que generará el Inventario Forestal Continuo de Galicia. Se han distinguido cinco grupos de requisitos en función del nivel de detalle al que pueda llegar en la definición de estos. Estos niveles son (de menor a mayor detalle): expectativas, objetivos, necesidades de información, variables/indicadores y productos. Cumplimente hasta el nivel de detalle que sea apropiado para sus requerimientos de información. Las dos últimas columnas se corresponden con la escala espacial y temporal que considere suficientes para sus requerimientos de información.

Expectativas	Objetivo	Necesidades de Información	Variables / Indicadores	Productos	Escala Espacial	Escala Temporal
<i>Cumplir las necesidades de información forestal contempladas en el Plan Forestal de Galicia.</i>	<i>Gestión de masas forestales dependientes de la administración.</i>	<i>Especies forestales, Estado de desarrollo.</i>	<i>Volumen, Biomasa, Carbono.</i>	<i>Mapa de clasificación de especies. Valores medios de las variables por estrato.</i>	<i>Distrito Forestal</i>	<i>Quinquenal</i>

ANEXO II

ANEXO II. Listado de métricas LiDAR

Métrica	Descripción
npoint	Número total de retornos
zmax	Elevación máxima
zmean	Elevación media
zsd	Desviación estándar de la elevación
zskew	Asimetría de la elevación
zkurt	Kurtosis de la elevación
zentropy	Índice de diversidad de Shannon normalizado
pzabovemean	Porcentaje de retornos sobre la media
pzabove2	Porcentaje de retornos sobre 2 metros
zq5, zq10, ..., zq90, zq95	Percentil 5 %, 10 %, ..., 90 %, 95 % de la elevación
zpcum1, ..., zpcum9	Porcentaje acumulado de retornos situados por debajo del 10 % de la elevación máxima
itot	Intensidad total
imax	Intensidad máxima
imean	Intensidad media
isd	Desviación estándar de la intensidad
iskew	Asimetría de la intensidad
ikurt	Kurtosis de la intensidad
ipground	Porcentaje de intensidad devuelta por los puntos clasificados como suelo
ipcumzq10	Porcentaje de intensidad devuelta por debajo del percentil 10 % de la elevación
ipcumzq30	Porcentaje de intensidad devuelta por debajo del percentil 30 % de la elevación
ipcumzq50	Porcentaje de intensidad devuelta por debajo del percentil 50 % de la elevación
ipcumzq70	Porcentaje de intensidad devuelta por debajo del percentil 70 % de la elevación
ipcumzq90	Porcentaje de intensidad devuelta por debajo del percentil 90 % de la elevación
p1th	Porcentaje de 1 ^{er} retorno
p2th	Porcentaje de 2 ^o retorno
p3th	Porcentaje de 3 ^{er} retorno
p4th	Porcentaje de 4 ^o retorno
p5th	Porcentaje de 5 ^o retorno
pground	Porcentaje de retornos clasificado como suelo
zcv	Coficiente de variación de la elevación
ziqr	Rango intercuartílico de la elevación

Métrica	Descripción
zmadmedian	Desviación media absoluta de la mediana de la elevación
zmadmean	Desviación media absoluta de la mediana de la elevación
pzabove5	Porcentaje de retornos sobre 5 metros
zmin	Elevación mínima
CRR	Ratio relieve cubierta
lad_mean	Media de la densidad del área foliar
lad_max	Máximo de la densidad del área foliar
lad_min	Mínimo de la densidad del área foliar
lad_cv	Coficiente de variación de la densidad del área foliar
VCI	Índice de complejidad vertical
pz_below_0	Proporción de retornos por debajo de 0 m
pz_0_0.15	Proporción de retornos entre 0 y 0,15 m
pz_0.15_2	Proporción de retornos entre 0,15 y 2 m
pz_2_5	Proporción de retornos entre 2 y 5 m
pz_5_10	Proporción de retornos entre 5 y 10 m
pz_10_20	Proporción de retornos entre 10 y 20 m
pz_20_30	Proporción de retornos entre 20 y 30 m
pz_above_30	Proporción de retornos por encima de 30 m
L1	Momento L1
L2	Momento L2
L3	Momento L3
L4	Momento L4
Lskew	Asimetría de L-moments
Lkurt	Kurtosis de L-moments
Lcoefvar	Coficiente de variación de L-moments

ACRÓNIMOS

ACRÓNIMOS

Término	Definición
ABA	Enfoque basado en área
AC	Acacia
AdC	Aseguramiento de la Calidad de Proyecto
ADP	Adjunto al Director de Proyecto
AE	Auditoría Externa
Amtega	Axencia para a Modernización Tecnolóxica de Galicia
BAF	Factor de área basimétrica
CAR	Reserva de Acción Climática
CDM	Mecanismo de Desarrollo Limpio
CDP	Comité de Dirección del Proyecto
CNIG	Centro Nacional de Información Geográfico
COP	Conferencia de las Partes de la UNFCCC
COTESA	Centro de Observación y Teledetección Espacial
CSIC	Consejo Superior de Investigaciones Científicas
DP	Director de Proyecto
DPC	Director de Proyecto del Contratista
ECP	Equipo Central del Proyecto
ENFIN	European National Forest Inventory Network
ESA	Agencia Espacial Europea
ESP	Equipo de Soporte a Proyectos
ETS	Sistemas de Comercio de Emisiones
Eu	Eucalipto
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
FC	Froncosa caducifolia
FRA	Evaluaciones de los Recursos Forestales Mundiales de la FAO
GEDI	Misión <i>Global Ecosystem Dynamics Investigation</i>
GEI	Gases de Efecto Invernadero
GIN	Grupo de Implementación en el Negocio
IET	Comercio Internacional de Emisiones
IFCG	Inventario Forestal Continuo de Galicia
IFN	Inventario Forestal Nacional Español
IFNN	Inventario Forestal de Especies Productivas del Norte Peninsular
IFP	Inventarios Forestales Propios
IGE	Instituto Galego de Estatística
INIA	Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria
IOM	Inventarios de Ordenación de Montes
IPCC	Panel Intergubernamental del Cambio Climático de las Naciones Unidas
IPMA	Asociación Internacional de Gestión de Proyectos

Término	Definición
ITD	Detección de árbol individual
ITMO	Transferencia Internacional de Resultados de Mitigación
ISO	Organización Internacional de Estandarización
JI	Mecanismo de Aplicación Conjunta
LiDAR	Detección y medición de distancias por láser
LpC	Listo para Cierre
LpE	Listo para Ejecución
LpP	Listo para Planificación
MDT	Modelo Digital del Terreno
MITECO	Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico
MRV	Proceso de medición, reporte y verificación
MT	Matorral
MX	Masa mixta
NASA	Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio estadounidense
NDC	Contribuciones Determinadas a nivel Nacional
NF	No forestal
NFI	Inventario Forestal Nacional
NN	No clasificado
OATI	Oficina de Arquitectura de Tecnologías de la Información
OGP	Órgano de Gobernanza Pertinente
OIBR	Ratio de Inclusión en Parcelas Circulares
Parcela C	Parcela circular de radio 5 metros situada en el centro de cada subparcela del inventario piloto
Parcela R	Parcela rectangular de 90x30 m de inventario piloto del IFCG
Parcela S	Parcela de 400x400 m situada en el municipio de Castro de Rei
Pi	Pino
PM ²	Metodología de Gestión de Proyectos de la Unión Europea
PMI	Instituto de Gestión de Proyectos
PMBOK	Project Management Body of Knowledge
PNOA	Plan Nacional de Ortofotografía Aérea
PP	Propietario del Proyecto
PRINCE2	Metodología de “Proyectos en Entorno Controlado”
PS	Proveedor de Soluciones
PSG	Proveedor de Servicios Gestionados
RAE	Real Academia Española
RED-I	Red Europea de Seguimiento de los bosques Nivel I
RED-II	Red Europea de Seguimiento de los bosques Nivel II
REDD+	Proyectos de reducción de las emisiones de la deforestación y la degradación de bosques
RGD	Red Gallega de Seguimiento de Daños en los Bosques
RF	Random Forest
RJ	Regenerado
RMSE	Raíz del Error Medio Cuadrático

Término	Definición
RN	Responsable de Negocio
RU	Representante de los Usuarios
SAR	Radars de Apertura Sintética
SC	Secciones Circulares
SEAGA	Empresa Pública de Servizos Agrarios Galegos
SLAM	Localización y Modelado Simultáneo
TIC	Tecnologías de la Información y la comunicación
TLS	Escáner Láser Terrestre
UAV	Vehículo Aéreo No Tripulado
UE	Unión Europea
UNFCCC	Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático
USDA	Departamento de Agricultura de los Estados Unidos
VCS	Estándar de Carbono Verificado

NOTACIÓN

NOTACIÓN

Término	Definición
AZ	Rumbo en grados sexagesimales
d	Diámetro del fuste a una altura de 1.3 metros sobre el suelo
e_{ij}^a	Error aditivo
e_{ij}^m	Error multiplicativo
FD	Nube de puntos con densidad completa
G	Área basimétrica de rodal expresado en $m^2 \cdot ha^{-1}$
g_j	Área basimétrica del árbol expresado en m^2
HD	Distancia horizontal en m
HD_{ij}^F	Distancia horizontal medida por el equipo de campo
HD_{ij}^{QC}	Distancia horizontal medida por el equipo de control de calidad
ht	Altura total del fuste del árbol expresada en metros
LD	Nube de puntos con densidad 0,5 puntos $\cdot m^{-2}$
M_R	Mediana de los valores de R_{adj}^2
M_{RMSE}	Mediana de los valores de $RMSE$
N	Densidad del rodal expresada en número de árboles por hectárea (árboles $\cdot ha^{-1}$)
p	Probabilidad
r	Radio
R_{adj}^2	R^2 ajustado
r_f	Radio de las parcelas circulares de campo en el estudio de la ventana LiDAR
r_l	Radio de parcelas circulares de LiDAR en el estudio de la ventana LiDAR
S_R	Desviación estándar del R_{adj}^2
S_{RMSE}	Desviación estándar del $RMSE$
T_i^{RP}	Conjunto de identificadores de los árboles
V	Volumen de rodal expresado en $m^3 \cdot ha^{-1}$
v_j	Volumen de árbol expresado en $m^3 \cdot ha^{-1}$
w_b	Ancho de banda OIBR

Nota: la notación de las métricas LiDAR utilizadas en este trabajo se detallan en el anexo II.

GLOSARIO

GLOSARIO

Término	Definición
Alcance	El alcance permite establecer los límites del proyecto y establecer los objetivos, plazos y entregables de forma precisa
Artefacto	Entregables tangibles de las actividades de gestión de proyectos
Colinealidad	Es la correlación entre las variables predictoras
Entregable	Son productos que acordados y verificados que generarán un resultado para la parte solicitante
Envolvente convexa	Para un conjunto de polígonos, menor polígono convexo que los contiene a todos.
Estandarización	Ajustar o adaptar características de algo con el objetivo de que se asemeje a un tipo, modelo o norma común
Incírculo	Círculo de mayor tamaño que se puede inscribir en un círculo
Inradio	Radio del incírculo
Interoperabilidad	Capacidad de los sistemas de información y de los procedimientos a los que estos dan soporte, de compartir datos y posibilitar el intercambio de información y conocimiento entre ellos.
Polígono de Voronoi	Polígono cuyo interior está formado por todos los puntos del plano que están más cerca de un punto reticular particular.
Random Forest	Algoritmo de aprendizaje automático empleado para clasificación
Requisito funcional	Característica que un producto debe de tener para satisfacer las necesidades de las partes interesadas
Resiliencia	Capacidad de un material, mecanismo o sistema para recuperar su estado inicial cuando ha cesado la perturbación a la que había estado sometido.

PUBLICACIONES DERIVADAS

Publicaciones derivadas de esta tesis y permisos de uso

Esta tesis doctoral, presentada bajo la modalidad de “monografía con reproducción total o parcial de publicaciones”, resume 4 años de trabajo de investigación e incluye un artículo principal parcialmente reproducido y publicado en una revista indexada en el Journal Citation Reports (JCR).

Artículos principales incluidos en la tesis

I. Rodríguez-Ruiz, J.^a, Martínez-Calvo, A.^a, Pérez-Cruzado, C.^a (2025). Designing circular fixed-area plots in large-scale forest inventories: effect of horizontal distance measurement uncertainty and tree position pattern. *Canadian Journal of Forest Research*, 55, 1-14. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2024-0307>

^a Proyectos y Planificación (PROEPLA), Departamento de Producción Vegetal y Proyectos de Ingeniería, Escuela Politécnica Superior de Ingeniería, Campus Terra, Universidade de Santiago de Compostela, 27002 Lugo, Spain.

Este artículo ha sido parcialmente reproducido en las siguientes secciones:

- Material y métodos (principalmente en la sección 3.3)
- Resultados (principalmente en la sección 4.5)
- Discusión

La revista *Canadian Journal of Forest Research* (ISSN: 1208-6037), perteneciente a la editorial Canadian Science Publishing, permite la reutilización del artículo por el autor como parte de su tesis bajo la licencia (Open Access- Licencia CC BY 4.0): <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

Contribución de los autores

- Joel Rodríguez Ruiz: Conceptualización, Tratamiento de datos, Análisis Formal, Investigación, Metodología, Visualización, Redacción-borrador original y Redacción-revisión y edición.
- Adela Martínez Calvo: Conceptualización, Análisis Formal, Investigación, Metodología, Supervisión, Validación, Visualización, Redacción-borrador original y Redacción-revisión y edición.
- César Pérez Cruzado: Conceptualización, Adquisición de fondos, Investigación, Metodología, Administración del proyecto, Recursos, Supervisión, Validación Visualización, Redacción-borrador original y Redacción- revisión y edición.

Trabajo	Revista	ISSN	Categoría	JIF 2023
I	Canadian Journal of Forest Research	ISSN (PRINT): 0045-5067 ISSN (ELECTRONIC):1208-6037	Forestal	1.7 (Q2)



En esta tesis doctoral se han desarrollado metodologías para el diseño y puesta en marcha de sistemas de monitorización forestal a gran escala de una manera más eficiente. Para ello se realizó una propuesta metodológica de gestión de proyectos orientada al proceso de diseño de estos sistemas, se estudiaron diferentes aspectos relacionados con las necesidades de información y el empleo de inventarios pilotos en su fase de diseño, el efecto de los errores de medición sobre las estimaciones finales de las variables forestales de interés, y el efecto del diseño observacional sobre dichas estimaciones cuando estas se basan en inferencia basada en modelos o asistida por modelos.