

TRABAJO FIN DE MÁSTER

METODOLOGÍA AUTOMATIZADA PARA LA DETECCIÓN DEL LIMITE SUPERIOR DEL BOSQUE MEDIANTE DATOS LIDAR

Autora: Itsaso Ilzarbe Senosiain

***Directores: Fernando Pérez Cabello
y Marcos Rodrigues Mimbrero***

Máster Universitario en

Tecnologías de la información geográfica para la ordenación del territorio: sistemas de información geográfica y teledetección

Noviembre de 2020



Universidad
Zaragoza

**Departamento de Geografía
y Ordenación del Territorio**



Resumen

El límite superior del bosque (LSB) ha experimentado importantes variaciones en su distribución debido al cambio global y la influencia antrópica. Dado su carácter de zona de transición de formaciones de arbolado y comunidades de matorral o herbáceas, su delineación cartográfica y monitorización se erigen como un indicador ambiental. Habitualmente su identificación y análisis se ha realizado mediante trabajo de campo o fotointerpretación. Existen también experiencias basadas en el uso de teledetección digital sobre ortofotografía e imágenes ópticas, si bien presentan ciertas limitaciones para capturar la estructura tridimensional de la vegetación, rasgo fundamental para garantizar la precisión y exactitud en su delimitación. En este sentido, los sensores activos gozan de un mayor potencial. En el presente trabajo se desarrolla e implementa una metodología para automatizar la detección del LSB, a partir de datos de fracción de cabida cubierta (FCC) y altura del arbolado, derivados de nubes de puntos LiDAR del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA), utilizando el algoritmo de detección de bordes 'Prewitt'. El proceso, implementado usando el software R, se desarrolla de forma iterativa y jerárquica, mejorando la resolución (escala) en cada iteración. La metodología se ha probado en el paraje Peña Ezcaurre, donde se disponen de datos LiDAR PNOA con una densidad de puntos muy contrastada (0,5 puntos/m² y 10 puntos/m²), la que ha permitido evaluar la sensibilidad a este parámetro. Se ha realizado una validación con ayuda de ortofotos y datos de FCC. Se han obtenido porcentajes de superposición del 81 % para los datos con menor densidad y 88 % para los de mayor densidad. La metodología presentada abre la puerta a la monitorización del límite de bosque a gran escala.

Palabras Clave: LiDAR, límite de bosque, detección de bordes, filtrado espacial, Prewitt.

Abstract

The timberline has experienced different variations in its distribution due to global change and anthropic influence. Since it is a highly sensitive transition zone, its cartographic delineation and monitoring stand as an environmental indicator of great interest. Their identification and analysis have usually been carried out through field work. More sophisticated approaches involved orthophotography and optical images assuming a great uncertainty as the three-dimensional of the vegetation structure is essential to reduce the uncertainty of its delimitation. In the present work, a methodology to automate its detection has been developed, based on canopy cover data and tree height, derived from LiDAR of the National Air Orthophotography Plan (PNOA), using the Prewitt edge detection algorithm. In this way, the process has been run iteratively, improving the resolution at each iteration using the programming language R. The methodology has been tested at Peña Ezcaurre. Here, two datasets of the LiDAR of PNOA data with very different pulse density (0.5 pulses / m² and 10 pulses / m²) were tested, to evaluate the sensitivity of the methodology to this parameter. A manual validation has been performed through the use of high resolution orthophotos and canopy cover data. The validation showed a consistency of 81% for the data with lower density and 88% for those with higher density. The presented methodology could lead to large-scale timberline monitoring.

Key Words: LiDAR, timberline, edge detection, spatial filtering, Prewitt.

Índice

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. El límite superior del bosque	1
1.2. La importancia de detectar el límite de bosque	3
1.3. La aplicación de la teledetección para el estudio del límite de bosque ..	3
1.4. Objetivos	4
2. MATERIALES Y MÉTODOS	4
2.1. Área de estudio	4
2.2. Materiales	5
2.2.1. Datos LiDAR-PNOA	5
2.2.2. Lenguaje de programación R	8
2.3. Métodos	9
2.3.1. Pretratamiento de los datos LiDAR	9
2.3.2. Variables de entrada para la detección del límite de bosque	10
2.3.3. Filtrado espacial	11
2.3.4. Validación	13
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	15
4. CONCLUSIONES	21
BIBLIOGRAFÍA	22
ANEXO I – LAS ZONAS CANDIDATAS A LSB CON LOS DATOS DE ARAGÓN	28
ANEXO II -LAS ZONAS CANDIDATAS A LSB CON LOS DATOS DE NAVARRA	31
ANEXO III – RESULTADOS LSB CON LOS DATOS DE ARAGÓN POR HOJAS LIDAR	34
ANEXO IV - RESULTADOS LSB CON LOS DATOS DE NAVARRA POR HOJAS LIDAR	38

Índice de figuras

Figura 1. Representación esquemática del ecotono límite superior del bosque (Figura modificada, extraída de Johnson y Yeakley, 2019)	1
Figura 2. Localización del área de estudio	5
Figura 3. Coberturas publicadas del proyecto LiDAR del PNOA. Fuente: IGN, 2019	6
Figura 4. Densidad de puntos LiDAR por metro cuadrado en el ámbito del proyecto LiDAR del PNOA. Fuente: IGN, 2019	7
Figura 5. Huellas de las pasadas de la segunda cobertura LiDAR de Navarra ..	7
Figura 6. Esquema del proceso metodológico que se ha llevado a cabo ..	9
Figura 7. Las dos kernels utilizadas por el operador Prewitt	11
Figura 8. Ejemplo del filtrado espacial en una iteración	12
Figura 9. Ejemplo de la validación realizada	13
Figura 10. Ejemplo de la validación realizada mediante puntos para ver el error de omisión	14
Figura 11. Resultado del LSB a 5 metros, tras la aplicación de la metodología a los datos de LiDAR de Aragón (0,5 puntos/m ²)	15
Figura 12. Resultado del LSB a 2 metros, tras la aplicación de la metodología a los datos de LiDAR de Aragón (10 puntos/m ²)	16

Figura 13. A la izquierda un ráster con una resolución de 2 metros y a la derecha con 5.	19
Figura 14. Comparación de la frecuencia de altitud en la exposición Sur y Norte.	20

Índice de tablas

Tabla 1. Resultados de la validación con puntos para los datos de Aragón....	16
Tabla 2. Resultados de la validación con puntos para los datos de Navarra..	17
Tabla 3. Resultados de la validación con puntos para los datos de Aragón....	17
Tabla 4. Resultados de la validación con puntos para los datos de Navarra..	17

1. INTRODUCCIÓN

1.1. El límite superior del bosque

Desde mediados del siglo XX la Tierra ha experimentado cambios a gran velocidad en sus ciclos biogeoquímicos. Estos cambios derivados de la actividad humana vienen ocurriendo desde su existencia y son conocidos como cambio global. Sin embargo, en las últimas décadas los cambios han acelerado drásticamente, con el cambio de uso de suelos, la contaminación y el aumento de consumo de energía entre otros. Una de las consecuencias más conocidas es el cambio climático, que a su vez ha traído la degradación de los ecosistemas, fragmentación de hábitats y por consiguiente la pérdida de biodiversidad (Vitousek, 1994). Las zonas más vulnerables al cambio climático y la actividad humana son los ecotonos o zonas de transición entre sistemas. Las especies que se encuentran en los ecotonos o a su alrededor, son altamente sensibles a las variaciones ambientales, por lo que son un buen indicador ambiental. Debido a que son sensibles a cambios ambientales tanto pasados como recientes, han sido ampliamente estudiados.

El ecotono del *límite superior del bosque* (LSB), es la zona de transición que delimita el punto más alto hasta donde se encuentra un estrato arbóreo (Körner, 1998a). Mas allá de este límite, los árboles no son capaces de crecer debido a las condiciones ambientales desfavorables: bajas temperaturas, falta de humedad, condiciones del suelo etc.

Existen varios conceptos alrededor de este ecotono que han sido definidos por múltiples autores. Entre ellos encontramos, el *ecotono del límite superior del bosque*, el *límite superior del bosque*, el *límite de árbol* y el *límite de especie arbórea* (**Figura 1**). El límite superior del bosque, también conocido como “*timberline*”, se define como el umbral superior del bosque cerrado donde comienza el ecotono (Elliott, 2017). El *límite de árbol* se encuentra por encima del LSB. Está formado por árboles más dispersos y es la barrera entre la vegetación subalpina y la alpina o tundra (Holtmeier, 2009). Cerca del *límite de árbol*, la tasa de crecimiento desciende debido a las condiciones adversas por viento y nieve. Los árboles tienden a ser retorcidos o pequeños y son conocidos como “*krummholz*” o *límite de especie arbórea* (Körner, 1998b). El ecotono del LSB por lo tanto, es la zona de transición entre el LSB, hasta el límite de árbol (últimos árboles verticales que alcanzan los 2 o 3 metros, dependiendo el autor) (Holtmeier and Broll, 2005; Case and Duncan, 2014).

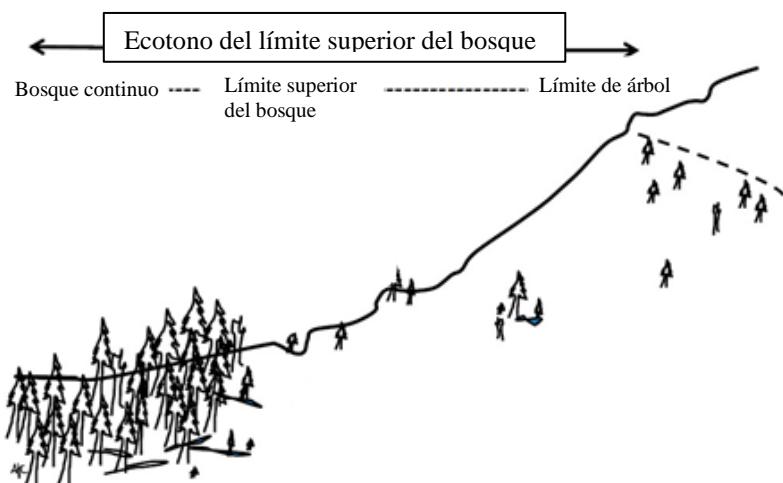


Figura 1. Representación esquemática del ecotono límite superior del bosque (Figura modificada, extraída de Johnson y Yeakley, 2019).

Como cualquier otro límite natural, la posición exacta del límite de bosque variará, además de por su definición, en función de la escala de estudio. En realidad el LSB es una zona de transición y no un límite estricto (Paulsen and Körner, 2001), pudiendo adoptar un patrón de cambio abrupto con una transición inmediata de subalpino a alpino; o difuso, con una transición gradual (Harsch and Bader, 2011).

Las características concretas para definir el LSB varían notablemente dependiendo del autor y el lugar de estudio. La mayoría de definiciones incorporan un umbral de altura mínima del arbolado y un grado cobertura o densidad necesarias. Holtmeier (2009) en su libro sobre el límite de bosque recoge diferentes definiciones, con alturas mínimas de árbol que van desde los 2 a los 8 metros y coberturas mínimas de bosque de entre 30 y 40%.

Los factores que condicionan su distribución espacial han sido también objeto de estudio, con numerosos trabajos al respecto. Entre otros se indica que la temperatura, el suelo, el viento o la nieve son algunos de los condicionantes, además de la actividad humana (Tranquillini, 2012; Wielgolaski *et al.*, 2017). Los factores y procesos estudiados en una escala pueden no ser tan importantes a otra escala diferente (Turner, 1989). De hecho a escala local/regional se relaciona más con procesos específicos más complejos de investigar, mientras que a escala global se dice que la temperatura es el factor limitante (Holtmeier and Broll, 1992; Körner, 1998c, 1998b; Körner and Paulsen, 2004).

A escala global el límite de árbol se ha relacionado principalmente con una temperatura media de suelo de 6,7º C en la época de crecimiento (Körner and Paulsen, 2004). Por debajo de este umbral las especies arbóreas no son capaces de generar tejidos y, por tanto, crecer. Esta limitación de temperatura hace que en las latitudes altas se pueda encontrar cerca del nivel del mar y progresivamente aumente conforme desciende en latitud. Debido a que la temperatura es limitante, el ecotono del LSB es considerado un buen indicador del cambio climático y la influencia antrópica (Kullman, 2001; Kirdyanov *et al.*, 2011). El aumento de la temperatura podría desplazar el LSB a cotas más altas, por lo que los ecosistemas montañosos podrían sufrir cambios más abruptos que otros a menor altitud con un aumento de temperatura superior al de la media (Diaz and Bradley, 1997; Liu *et al.*, 2009; Pepin *et al.*, 2015). En caso de un aumento repentino de la temperatura, como han predicho algunos modelos, el LSB no tendría una respuesta espontánea y más bien ocurriría en un lapso de tiempo de varias décadas o incluso siglos (Noble, 1993; Hofgaard and Wilmann, 2002; Lloyd, 2005). Además, varios estudios realizados en diferentes puntos del planeta, han concluido que el avance del LSB ha sido menor de lo que podría esperarse debido al calentamiento climático. Los estudios fueron realizados en Laponia Finlandesa (Tasanen *et al.*, 1998), Nueva Zelanda (Wardle and Coleman, 1992), Suecia (Holmgren and Tjus, 1996) y Canadá (MacDonald *et al.*, 1998). Por otra parte, diferencias significativas entre la posición real y potencial del ecotono podrían indicar alteraciones derivadas de la actividad antrópica.

El trabajo realizado por Harsch *et al.* (2009) es uno de los más relevantes. En él analizó el límite de árbol de 166 lugares alrededor del planeta para comprobar si habían tenido un avance altitudinal desde 1900. El 52% de las ubicaciones mostraron un avance y se relacionó con un incremento de temperaturas en los inviernos y con unos límites más graduales o difusos. Solo un 1% mostró un retroceso y el resto no mostró cambios.

Estudios realizados a escala regional se identificaron factores condicionantes diferentes a la temperatura. Theurillat y Guisan (2001) demostraron que la actividad humana era responsable de la distribución actual de muchas especies, especialmente arbóreas, e hipotetizaron que podría ser un factor más limitante que el propio clima en la dinámica del límite de bosque de los Alpes. En el Pirineo Catalán, Ameztegui *et al.* (2016) evidenciaron que el uso de suelo histórico era responsable de la posición actual del límite de árbol. En cambio, en zonas donde la presión ganadera no ha tenido tanto impacto, indican como factores principales la humedad, el viento y la competencia intra e interespecífica (Holtmeier and Broll, 2005; Malanson *et al.*, 2007; Johnson and Yeakley, 2016). En el caso del Pirineo, con el fin de ampliar las zonas de pastoreo, el uso tradicional de la tierra redujo el límite altitudinal del bosque. En la segunda mitad del siglo XX debido al abandono de tierras la tendencia ha sido de una reforestación natural en las zonas subalpinas (Vega, 2003; Lasanta and Vicente-Serrano, 2007; Améztegui *et al.*, 2010; García-Ruiz *et al.*, 2015). Carreras *et al.* (1996), uno de los primeros estudios conocidos del límite de

bosque en el Pirineo, ha contribuido en gran manera a su estudio, remarcando la importancia del análisis de estas zonas.

1.2. La importancia de detectar el límite de bosque

Diferentes estudios respaldan el límite de bosque como un buen indicador de los efectos del cambio climático sobre las masas forestales ya que éste responde tanto en su posición como estructura o incluso composición (Kullman, 2001; Kirdyanov *et al.*, 2011). El LSB se relaciona con diferentes funciones ecosistémicas como el sostén de nieve, la protección de laderas, el rendimiento/balance hídrico; y socioeconómicas, como la producción agrícola o las oportunidades de recreo.

La mayoría de estudios, se centran en la pérdida de especies, ya que las regiones montañosas y más concretamente las especies florísticas son las más vulnerables al cambio climático (Gottfried *et al.*, 1999; Thuiller *et al.*, 2005). Con el avance del límite de bosque, las especies vegetales que se encuentran por encima, podrían quedar más aisladas en lo alto de las cordilleras y tendrían dificultad para desplazarse altitudinalmente debido a la falta de espacio, pudiendo llegar a desaparecer (Theurillat *et al.*, 1998; Körner, 2007). Por lo tanto, es importante ubicar el límite de bosque para el estudio de las especies que se encuentran por encima ya que será una región estratégica para la conservación de especies vegetales en un escenario de cambio climático. Cabe destacar, que un gran número de estas especies son endémicas o raras (Steinbauer *et al.*, 2016).

Existen muchos estudios sobre la importancia y la ubicación del límite de bosque. En su gran mayoría son estudios a escala local. De ello se deriva la necesidad de una metodología estandarizada para la delineación del límite de bosque, con el fin de realizar estudios comparables y aplicables a zonas más amplias. Esto facilitaría la monitorización del estado del límite de bosque y el los estudios posteriores realizables tanto de pronóstico de cambio climático, distribución de especies, ecología etc.

1.3. La aplicación de la teledetección para el estudio del límite de bosque

La teledetección ha demostrado ser un recurso muy útil debido a su capacidad para adquirir datos remotamente de áreas muy extensas y su potencial para estudiar cambios ambientales es bien reconocido (Buchanan *et al.*, 2015; Donoghue, 2016). En las últimas décadas se ha realizado un esfuerzo considerable para mejorar la precisión y cobertura global de los datos adquiridos mediante teledetección para ayudar a monitorizar los cambios ambientales.

Tradicionalmente la delineación y análisis del límite de bosque se ha realizado mediante trabajo de campo, siendo actualmente la teledetección la herramienta más común. Las fuentes de teledetección más utilizadas han sido las ortofotografías aéreas e imágenes por satélite (Morley *et al.*, 2017). Las ortofotografías han sido utilizadas en estudios tales como Ameztegui *et al.* (2016) en el Pirineo o Díaz-Varela *et al.* (2010) en los Alpes, e imágenes ópticas en Estados Unidos (Allen and Walsh, 1996), los Alpes (Danzeglocke and Oluic, 2005), Austria (Hill *et al.*, 2007), China (Zhang *et al.*, 2009), Rusia (Mathisen *et al.*, 2014) y en la India (Mohapatra *et al.*, 2019). Danby (2011), remarcó el hecho de poder comprender los cambios pasados en el ecotono del LSB para predecir los cambios futuros y sus impactos, e hizo un análisis de diferentes métodos para estudiar estos cambios. Entre ellos incluyó reevaluaciones de parcelas de campo y transectos, ortofotografías, dendrocronología, registros históricos, teledetección e incluso paleoecología, mostrando los beneficios y limitaciones de cada enfoque.

La monitorización del límite de bosque mediante teledetección óptica pasiva está sujeta a una gran incertidumbre debido a la falta de estructura tridimensional y los problemas de sombras. Estas limitaciones se pueden superar mediante el uso de sistemas activos como el Light Detection and Ranging (LiDAR). Se trata de un sensor óptico activo ampliamente utilizado para la caracterización de la estructura forestal, que supone una mejora para la caracterización forestal debido a que permite modelar la estructura de la vegetación en tres dimensiones (van Leeuwen and Nieuwenhuis, 2010; Coops *et al.*, 2013; Bolton *et al.*, 2018). Como previamente se ha mencionado una de las características para definir el límite de bosque es la altura mínima de árbol. Por lo tanto, el LiDAR resulta más que adecuado para detectar este límite ya que podemos establecer el dato de las alturas de los árboles entre otras cosas.

Gracias a la disponibilidad de datos LiDAR en el marco del proyecto LiDAR-PNOA se han realizado una gran variedad de estudios de índole forestal entorno a estos datos, si bien éstos no fueron inicialmente tomados para este tipo de aplicaciones. Una gran parte de los estudios tienen como objetivo obtener variables dasométricas a partir de datos LiDAR (González-Ferreiro *et al.*, 2012; Cabrera *et al.*, 2014; Guerra Hernández *et al.*, 2016) y realizar inventarios forestales (Guerra *et al.*, 2019). Entre otros se han realizado estudios del análisis de severidad de incendios (Montealegre *et al.*, 2014, 2017), estimación de los combustibles forestales (Gonzalez and Bech, 2017; Botequim *et al.*, 2019) y estimación de la biomasa forestal (Lekuona Zuazo *et al.*, 2017; Domingo *et al.*, 2018). A su vez, también se han realizado estudios combinando la tecnología LiDAR con otros satélites ópticos como para obtener inventarios forestales (Fernández-Landa *et al.*, 2018) y discriminar especies arbóreas (Blázquez-Casado *et al.*, 2019).

A pesar de ser una fuente de información valiosa, debido a su elevado coste económico no son muchos los estudios realizados con LiDAR para estudiar el LSB (Coops *et al.*, 2013). Rees (2006) estudio cambios en el límite de bosque con imágenes multiespectrales y LiDAR, permitiendo caracterizar la estructura en el límite de bosque. Næsset y Nelson (2007) demostraron que el LiDAR era capaz de detectar el 91% de árboles pioneros superiores a 1m, con una densidad de 7,7 puntos/m². Thieme *et al.*, (2011) obtuvieron resultados muy similares a los anteriores detectando un 90% de los árboles de más de 1 m y un 49% de los árboles de menos de 1m. Demostraron que casi todas las coníferas con al menos 1,4 m y un área de copa de 1,1 m² podían ser detectadas con sensores LiDAR con al menos 7 puntos/m² o superiores. Además, las coníferas tienen una mayor probabilidad de ser detectadas frente a los árboles de hoja caduca debido a la menor densidad del follaje en estas últimas. Ørka *et al.* (2012) utilizaron una combinación de muestras de franjas con datos LiDAR e imágenes Landsat de menor resolución para delinear la zona subalpina en Noruega. Sin embargo, no se conoce una metodología estandarizada y automatizada que permita la detección del límite de bosque incorporando datos LiDAR.

1.4. Objetivos

El objetivo principal de este Trabajo de Fin de Master es desarrollar un protocolo metodológico para automatizar la detección del límite superior de bosque (LSB), partiendo de datos LiDAR PNOA del paraje denominado “Peña Ezcaurre”. Como objetivos secundarios se contempla:

1. Evaluar el efecto de la densidad de retornos en la precisión y exactitud del LSB, utilizando hojas LIDAR-PNOA con diferente densidad de puntos (0,5 vs 10 puntos/m²).
2. Integrar el operador Prewitt para la detección adecuada de discontinuidades en la vegetación.
3. Evaluar la sensibilidad de la metodología para los distintos tipos de LSB: cambios abruptos, difusos e islas de árboles.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El área de estudio para la realización del trabajo se sitúa en el Pirineo occidental, en el límite entre las Comunidades de Navarra y Aragón. Más precisamente se ha analizado el paraje denominado “Peña Ezcaurre” situado a 2045 m de altitud sobre el nivel del mar. La zona ha sido acotada a las hojas de LiDAR disponibles en ambas comunidades en el marco del proyecto PNOA (**Figura 2**). Esta zona ha sido seleccionada debido a su discontinuidad estructural de bosque, donde se presupone que se ha de encontrar el LSB debido a la altitud. Además, se encuentra en el límite entre Navarra y Aragón donde los datos LIDAR-PNOA tienen una diferencia de densidad de puntos muy alta y resulta interesante para adaptar y evaluar la sensibilidad del algoritmo.

El relieve del lugar es montañoso con laderas de fuerte pendiente y valles muy angostos, lo que ha condicionado de forma notable los usos del espacio que, a su vez, han influido en el paisaje. En las áreas más elevadas que predominan las superficies abiertas, el paisaje está influido por el pastoreo extensivo

y en las laderas, por la explotación forestal. Se ha realizado una comparación entre una ortofoto del PNOA de máxima actualidad y una del Vuelo Americano del año 1945 y se aprecia una reforestación natural, posiblemente debido a la menor presión ganadera o al cambio de uso de suelo. El área de estudio es parte de una Zona de Especial Conservación (ZEC) y una Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA). Por lo que tiene un gran interés en cuanto a especies. El estrato arbóreo de este gran macizo kárstico está formado por un bosque abierto de *Pinus uncinata* (pino negro a partir de ahora), desarrollado en su límite altitudinal. Y en la parte inferior del piso subalpino pueden encontrarse *Pinus sylvestris* (pino silvestre), *Abies alba* (abeto común) y *Fagus sylvatica* (haya). El hayedo está muy extendido y el límite de bosque está mayoritariamente formado por hayas, seguidas de pino negro y del ecotono de matorral propio de zona subalpina con vegetación rupícola en la cima. Junto a los pinares de pino negro que constituyen un hábitat de interés prioritario, se puede encontrar *Juniperus communis* subsp. *alpina* (enebro rastrero). En general, los ejemplares de pino negro son de talla mediana, disponiéndose con una mayor separación y presentando morfologías más retorcidas al incrementarse la altitud. Además, el macizo tiene un gran interés florístico, es el límite de distribución meridional de los pinares de pino negro y contiene flora de alta montaña mediterránea y flora rara y de interés (Villar Pérez, 1980). Sin embargo, el conocimiento que se tiene sobre la flora y las comunidades vegetales presentes es escaso.

La zona en su conjunto es bastante heterogénea y cuenta con zonas abiertas de pastos, islas de árboles, bosque cerrado, zonas rocosas, caminos y diferentes discontinuidades, además de grandes desniveles. Estos escenarios servirán para ver cómo funciona la metodología en distintas condiciones.

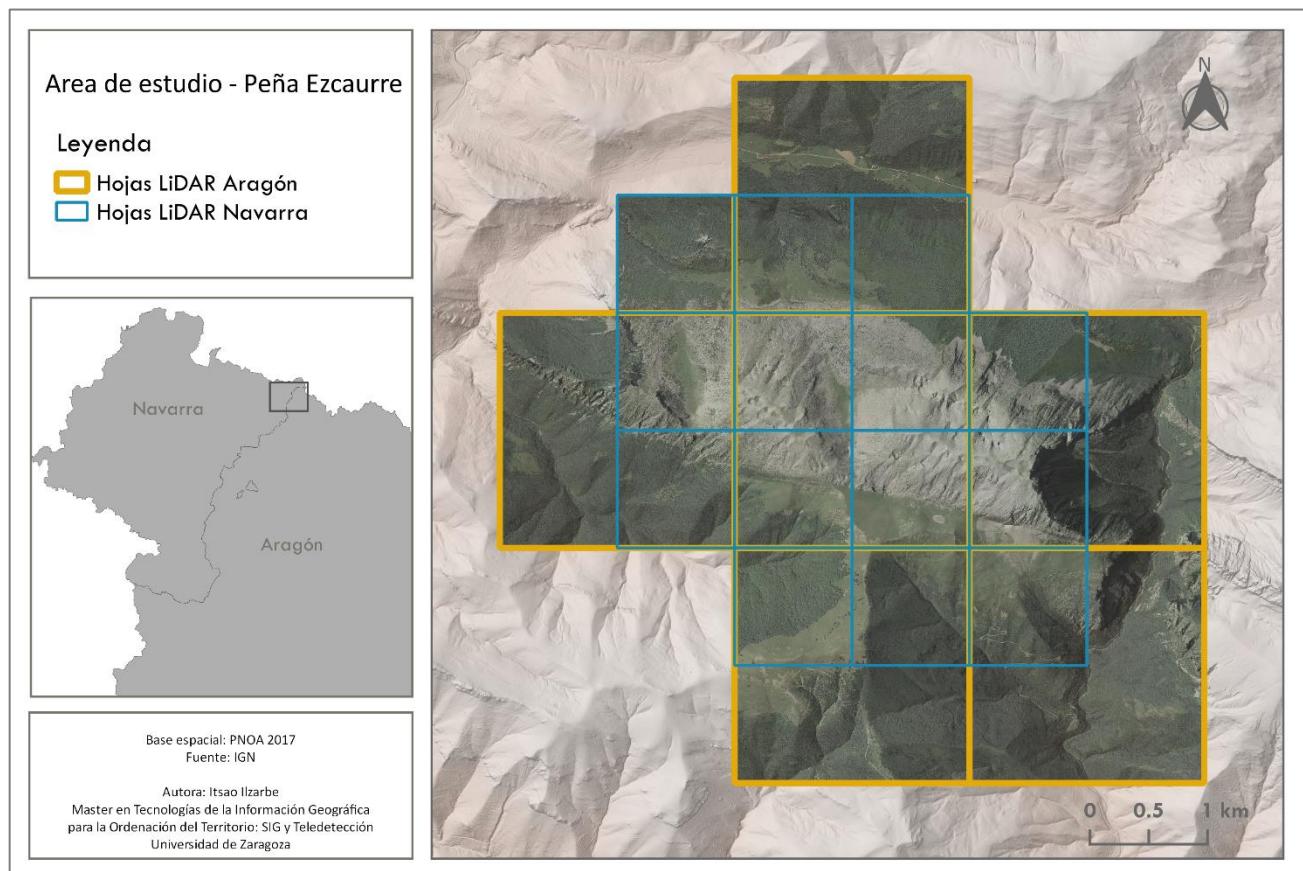


Figura 2. Localización del área de estudio.

2.2. Materiales

2.2.1. Datos LiDAR-PNOA

El LiDAR (Light Detection And Ranging) es un sensor activo de teledetección que es capaz de obtener una mayor densidad de medidas tridimensionales del terreno que cualquier otro sistema conocido (Landa *et al.*, 2013). Los escáner láser aerotransportados (Airbone Laser Scanning, ALS), utilizan

un escaneado láser en vuelo desde una posición y dirección conocida gracias a al uso de sistemas integrados GPS (Global Positioning Systems) o GNSS (Global Navigation Satellite Systems) e INS (Inertial Navigation System). Miden la distancia relativa existente desde el punto de emisión al punto de recepción, así como la intensidad del pulso láser recibido, consiguiendo, de esta forma, un gran volumen de puntos. El uso de GPS e INS permite georreferenciar cada uno de los puntos reflejados. Estos datos tienen un elevado potencial en diferentes ámbitos, pero destacan en el ámbito forestal ya que permite capturar información bajo la cubierta vegetal, cosa que el resto de sensores ópticos utilizados en teledetección son incapaces de realizar.

Los datos LiDAR utilizados en este trabajo han sido adquiridos en el marco del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA), iniciado en el año 2008. Este proyecto surgió a raíz de la Directiva europea 2007/60/CE de “Evaluación y gestión de los riesgos de inundación”, que introdujo un nuevo enfoque e instrumentos para gestionar este tipo de riesgos (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2011). Actualmente se han realizado dos coberturas, la primera entre 2008 y 2015, con 0,5 puntos/m² de media; la segunda iniciada en 2015 y con perspectivas de finalización de este año 2020, con una media de 1 pulso/m², exceptuando La Rioja y Navarra, con una densidad mayor (**Figura 3 y 4**). En el caso de la zona de estudio que se sitúa entre Navarra y Aragón, los datos LiDAR han sido capturados por dos sensores diferentes según el modo de registro de los datos y por lo tanto los datos LiDAR son muy diferentes. Mientras que en el caso del Norte de Aragón ha sido obtenido por un sensor con un sistema discreto y pertenecen a la primera cobertura, en Navarra se obtuvieron con la tecnología Single Photon LiDAR (SPL) y pertenecen a la segunda cobertura.

Los datos utilizados para el proyecto de la zona Norte de Aragón se obtuvieron mediante el sensor ALS60 de Leica. Tienen una densidad de 0,5 puntos/m², con un error entre 20 y 40 cm de altimetría y 30 cm de planimetría. Se distribuyen en ficheros de 2x2 km de extensión ya clasificados. En concreto las hojas LiDAR que se utilizaron fueron capturadas en octubre de 2011.

COBERTURAS PUBLICADAS

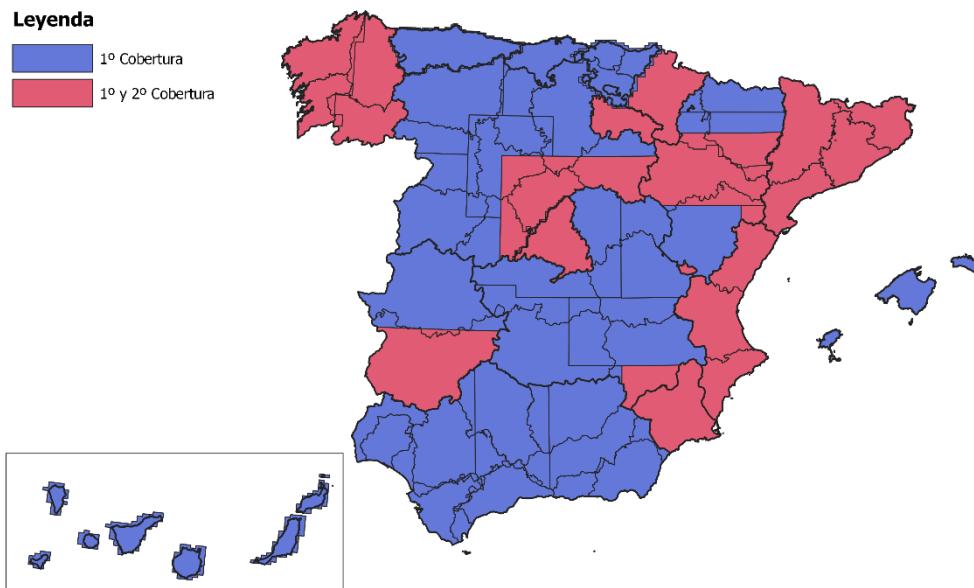


Figura 3. Coberturas publicadas del proyecto LiDAR del PNOA. Fuente: IGN, 2019.

MÁXIMA ACTUALIDAD PUBLICADA

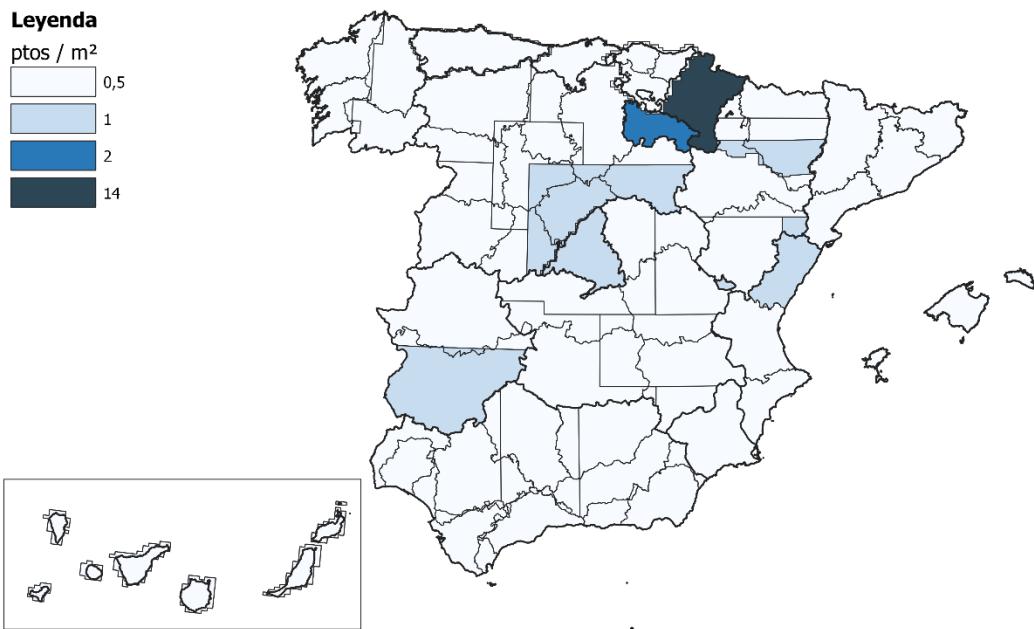


Figura 4. Densidad de puntos LiDAR por metro cuadrado en el ámbito del proyecto LiDAR del PNOA.

Fuente: IGN, 2019.

Los datos utilizados pertenecientes a la cobertura de Navarra se realizaron con la tecnología SPL en concreto con el sensor SPL100 de Leica Geosystems. El SPL consiste en un haz de luz láser emitido que se divide en una matriz de 10x10. Al dividir cada haz laser en 100, la cantidad de energía es menor comparando con el LiDAR tradicional, sin embargo debido a su gran sensibilidad un único fotón de retorno es suficiente para medir un rango (Wulder *et al.*, 2008). Puede llegar a generar hasta 60 000 pulsos por segundo, y como cada pulso se divide en 100, esto se traduce en una frecuencia de 6 MHz,

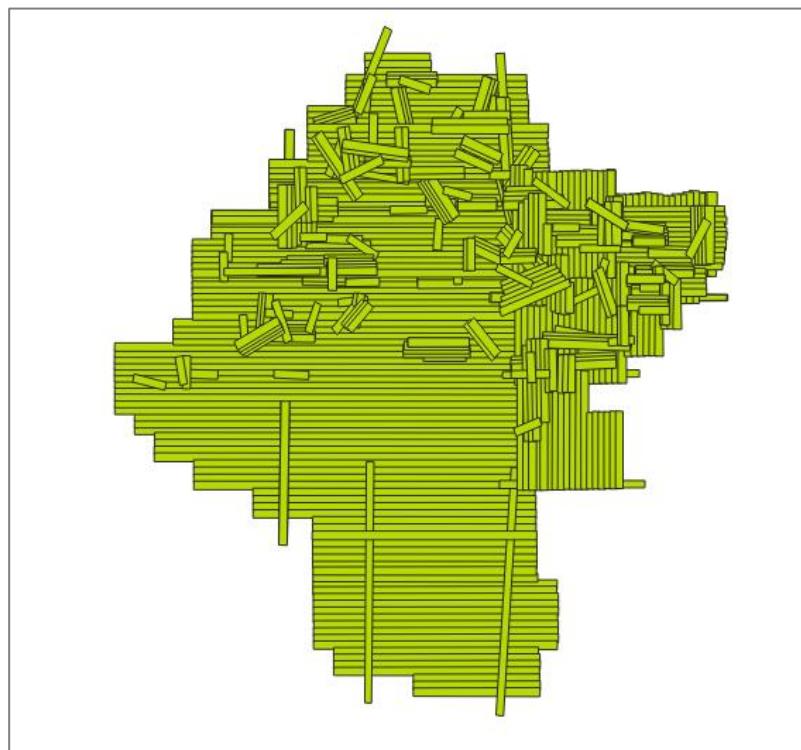


Figura 5. Huellas de las pasadas de la segunda cobertura LiDAR de Navarra.

significativamente más alta que en los LiDAR discretos. Los datos tienen una densidad media de 14 puntos/m², con un error inferior a 20 cm tanto en altimetría como en planimetría y se distribuyen en ficheros de 1x1 km de extensión. Las nubes de puntos fueron clasificadas automáticamente mediante procesos de *machine learning* y contienen alturas elipsoidales. Los datos fueron adquiridos en el año 2017, aunque hubo que realizar pasadas complementarias ya que en algunas zonas no se obtuvieron las densidades que se habían especificado. Esto fue debido a que los sensores LiDAR, tienen un rango en el que los pulsos son devueltos al sensor, y por encima y por debajo de este rango no se obtienen datos. Las zonas con orografía más escarpada del norte, noroeste y noreste de Navarra fueron sobrevoladas repetidas veces y podemos llegar a encontrar zonas con hasta 60 puntos/m² debido al solapamiento de varios vuelos (**Figura 5**). En cambio, la zona sur obtuvo las densidades requeridas sin necesidad de repeticiones. Las hojas LiDAR que se utilizaron para este trabajo fueron obtenidas en diferentes pasadas entre septiembre y noviembre del año 2017.

2.2.2. Lenguaje de programación R

La metodología y el algoritmo de detección se han implementado mediante el lenguaje de programación R (R Core Team, 2019), el cual se distribuye bajo la licencia GNU GPL de código abierto. Aunque originalmente estaba enfocado al análisis estadístico, debido a su flexibilidad hoy en día está entre los más utilizados en el ámbito científico. Debido a la gran comunidad que tiene detrás, se facilita mucho la implementación de códigos y existen infinidad de paquetes con todo tipo de utilidades, ya que está formado por un conjunto de herramientas muy flexibles. Los paquetes, son colecciones de funciones desarrollados por la comunidad que añaden nuevas funcionalidades a la base de R. Los datos espaciales también pueden ser analizados por R y existen diferentes paquetes orientados a ello.

En el presente trabajo los paquetes utilizados principalmente han sido “lidR” (Roussel and Auty, 2020) y “raster” (Hijmans, 2020). “lidR” implementa una amplia caja de herramientas para leer, filtrar, manipular y fusionar datos LiDAR de una manera extremadamente flexible y directa. De la misma manera, el paquete “raster” permite leer, analizar, manipular y realizar el modelado de datos espaciales para datos ráster. Gracias a todo esto se han creado diferentes funciones para automatizar el proceso y que pueda ser implementado de manera sencilla.

2.3. Métodos

El proceso metodológico seguido se desarrolla en 4 etapas (**Figura 6**). Primero se ha realizado el preprocesamiento de los datos LiDAR PNOA consistente en la normalización de alturas y eliminación de ruido. A partir de las nubes de puntos normalizadas se han seleccionado las variables de entrada para la metodología, fracción de cabida cubierta y altura mínima de árbol, creando rásters a diferentes resoluciones, de 50 m hasta 2 m. Estos ráster se utilizarán en la siguiente etapa para bajar la resolución de manera iterativa. En la tercera etapa se ha realizado un suavizado previo de los ráster y mediante el algoritmo de detección de bordes Prewitt se han seleccionado las zonas candidatas a LSB. Estas zonas candidatas serán la entrada de la siguiente iteración, ya con una resolución menor, repitiendo el proceso hasta lograr la resolución deseada. Por último, se ha realizado la validación de la metodología.

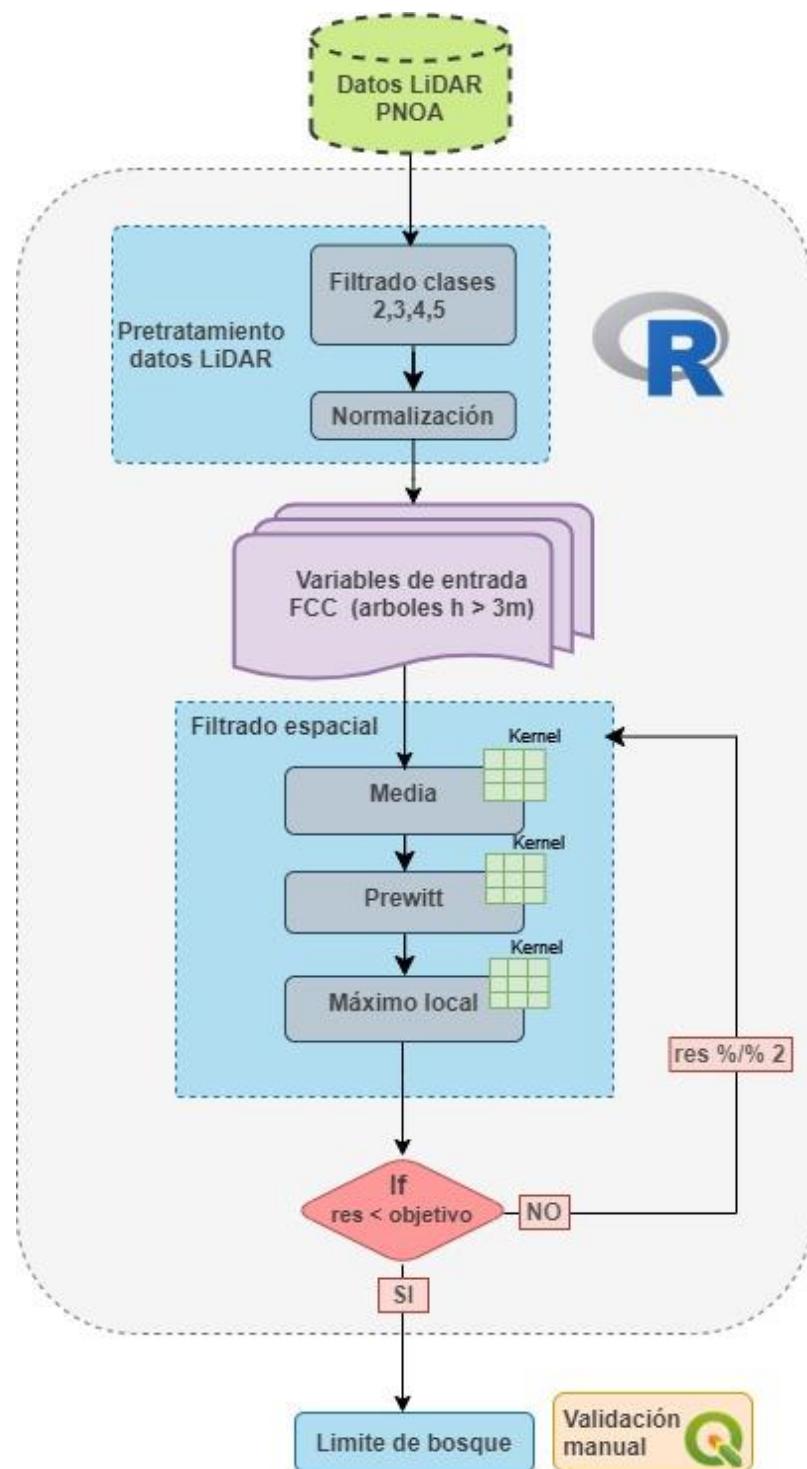


Figura 6. Esquema del proceso metodológico que se ha llevado a cabo.

2.3.1. Pretratamiento de los datos LiDAR

El paquete *LidR* permite la lectura de datos LiDAR tanto comprimidos (.laz) como descomprimidos (.las). La lectura de los datos comprimidos tiene un coste computacional más elevado, requiriendo más tiempo de procesamiento, por lo que dependerá del usuario elegir un formato anteponiendo el espacio de almacenamiento o el tiempo de cálculo. En este caso se ha trabajado directamente con los datos comprimidos. Dentro de este paquete existe la posibilidad de trabajar con un LAScatalog. Este catálogo es un conjunto de archivos las o laz, y sirve para gestionar y procesar un conjunto de datos, sin cargar todos los datos en la memoria del ordenador. Por lo que es posible trabajar con grandes cantidades de datos, ya que los separa en fragmentos, que no necesariamente tienen que coincidir con el patrón del archivo y los procesa de manera separada en los procesadores del ordenador.

En la primera etapa de pretratamiento de datos LiDAR, se filtró la nube de puntos mediante la función “lasfilter” y únicamente se mantuvieron las clases de puntos clasificadas como 2 (suelo), 3 (vegetación baja), 4 (vegetación media) y 5 (vegetación alta). Una vez filtrada la nube de puntos, se utilizaron los puntos clasificados como suelo para generar un Modelo Digital de Elevaciones (MDE), el cual representa la topografía del terreno de la zona de estudio. Los puntos clasificados como suelo fueron convertidos a una superficie ráster con una resolución de 2 m. El MDE es necesario para la normalización de las alturas de la nube de puntos, es decir, para obtener la altura real en cada punto de la superficie. De manera simplificada, es la resta entre la nube de puntos y el MDE, que crea una superficie normalizada con el suelo a 0 m. Para ello, se utilizó la función “grid_terrain” con el método “knnidw”, que combina el vecino más próximo con la Ponderación de Distancia (IDW) para realizar la interpolación.

2.3.2. Variables de entrada para la detección del límite de bosque

En la segunda etapa, se seleccionan las variables de entrada para la metodología. La definición de un bosque incluye una altura mínima y una cobertura de copa mínima para las especies arbóreas que variara dependiendo de la región biogeográfica. Estas variables se utilizan para la detección del LSB y serán elegidas por el usuario. Las variables pueden ser seleccionadas con un conocimiento previo de la zona. A este respecto pueden servir de referencia los trabajos realizados por Cienciala *et al.* (2010) y Lund (2018), los cuales mencionan diferentes valores para distintos países. En este caso, estas variables de LSB se han definido en base a la definición dada por Holtmeier y Broll (2005) y la adoptada por España de cara a la Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UFCCC). Por lo que los valores han sido, 3 m de altura mínima y una cobertura de copa mínima del 30 %.

Una vez están definidos los valores, se han calculado los ráster con la fracción de cabida cubierta (FCC) y la altura mínima de árbol partiendo de los datos normalizados de la etapa anterior. A partir de la nube de puntos es posible extraer diferentes métricas forestales, como las alturas, los diferentes estratos y la densidad entre otros. La FCC es el porcentaje (entre 0 y 100%) de suelo cubierto por la proyección de todas las copas arbóreas. Para estimar la FCC se utilizó el total de retornos por encima de 3 m respecto al total de primeros retornos, ecuación 1. Este cálculo ha sido utilizado en trabajos como Ørka *et al.* (2012) o Hopkinson y Chasmer (2009).

$$FCC = \frac{Nc}{Nr} [\%] \quad (Ec. 1)$$

Donde Nc es el número de primeros retornos sobre una altura establecida y Nr el total de primeros retornos.

Para la creación de los ráster de FCC se utilizó la función “grid_metrics” que permite calcular una serie de estadísticas definidas por el usuario dentro de cada pixel. Los ráster de FCC se crearon a cinco resoluciones distintas, 50, 25, 10, 5 y 2 m para posteriormente poder realizar el filtrado espacial e ir reduciendo la resolución en cada iteración. En total se crearon 10 ráster, cinco con el vuelo de Aragón (0,5 puntos/m²) y otros cinco con el de Navarra (10 puntos/m²).

2.3.3. Filtrado espacial

Para detectar el límite de bosque se han empleado filtros de detección de bordes. Estos filtros han sido utilizados ya por distintos autores para detectar los límites de bosques y ecosistemas (Johnston and Bonde, 1989; Fortin, 1994; Camarero *et al.*, 2000). Los bordes son definidos como un cambio significativo en el nivel de intensidad de los píxeles adyacentes. En este caso no va a ser intensidad ya que los ráster que se han empleado contienen datos de FCC (%).

Se ha empleado el operador Prewitt, que es un filtro rápido y fácil de aplicar, orientado a la detección de ejes longitudinales y latitudinales. Se basa en el cálculo de la primera derivada o pendiente, en las direcciones x e y para luego medir la distancia de sus productos. En la **Figura 7** se muestran las dos kernel que se aplican.

$$Gx = \begin{array}{|c|c|c|} \hline 1 & 1 & 1 \\ \hline 0 & 0 & 0 \\ \hline -1 & -1 & -1 \\ \hline \end{array} \quad Gy = \begin{array}{|c|c|c|} \hline -1 & 0 & 1 \\ \hline -1 & 0 & 1 \\ \hline -1 & 0 & 1 \\ \hline \end{array}$$

Figura 7. Kernels utilizadas por el operador Prewitt.

$$G = \sqrt{Gx^2 + Gy^2} \quad (\text{Ec. 2})$$

Una vez aplicadas las dos kernels por separado, se combinan para obtener la magnitud del gradiente utilizando la ecuación 2.

Previo a aplicar el filtro de Prewitt, se ha realizado un suavizado del ráster utilizando una ventana móvil con la media, para reducir la cantidad de variaciones del valor FCC entre píxeles vecinos. De esta manera será más fácil detectar los bordes. La ventana móvil que se ha aplicado durante toda la metodología, tanto para el filtro espacial como para la media, es de 3x3. Esta medida se ha determinado empíricamente, resultando ser más óptima que otras de mayor tamaño. En la **Figura 8** se muestra un ejemplo del filtrado espacial en una iteración.

Una vez se ha realizado el suavizado y la detección de bordes, se obtiene un nuevo ráster con valores que indican un borde más pronunciado cuanto más alto es el valor resultante y la ausencia de bordes conforme se acerca a 0. Los valores obtenidos han estado entre 0 y 60 aproximadamente, dependiendo la iteración. De estos píxeles, hay que seleccionar aquellos considerados como bordes, estableciendo un umbral. Previo a la selección del umbral, hay que tener en cuenta algunos criterios utilizados en el procesamiento de imágenes. Los más utilizados para la detección óptima de bordes priorizan minimizar la probabilidad de falsos negativos (píxeles que forman parte de un borde y no han sido asignados como tal) y también la de falsos positivos (píxeles que no forman parte de un borde, y han sido asignados como tal). Esto se podría minimizar utilizando máximos locales o mínimos locales. Magnier *et al.* (2018) remarcaron la importancia de penalizar los falsos negativos, frente a los falsos positivos. Algunos píxeles falsos positivos no necesariamente perturban la visibilidad de los objetos deseados, mientras que los píxeles falsos negativos pueden cambiar significativamente el aspecto de un objeto, en este caso el LSB. Además, debido a que hay que seleccionar un umbral, si algún falso negativo quedase por debajo se perdería su información, mientras que un falso positivo podrá ser corregido en las próximas iteraciones. Por lo tanto, se ha optado por aplicar un filtro focal de ventana móvil para identificar el máximo local. Este filtro focal asignara el valor más alto de la ventana al pixel central.

Posteriormente, se selecciona un umbral a partir del cual se considerarán zonas candidatas a LSB y las que estén por debajo se descartarán. Este umbral puede ser modificado por el usuario; en este caso se han descartado aquellos datos por debajo del 15 % ya que no se consideran bordes de mucho peso. El ráster resultante contiene una zona más acotada que el ráster original y serán las zonas candidatas a

LSB. Estas zonas candidatas se utilizan para recortar el siguiente ráster de mayor resolución. Se repite el mismo proceso de forma iterativa mejorando la resolución en cada iteración, hasta llegar a la resolución que ha sido establecida por el usuario o en este caso hasta los 2 metros. Por último, el ráster final, es recortado con el ráster de FCC a 25 m con una FCC superior a 30 %, como se ha establecido en la segunda etapa. De esta manera nos aseguramos que solo se incluyen las zonas definidas como LSB y no aquellas con menor densidad.

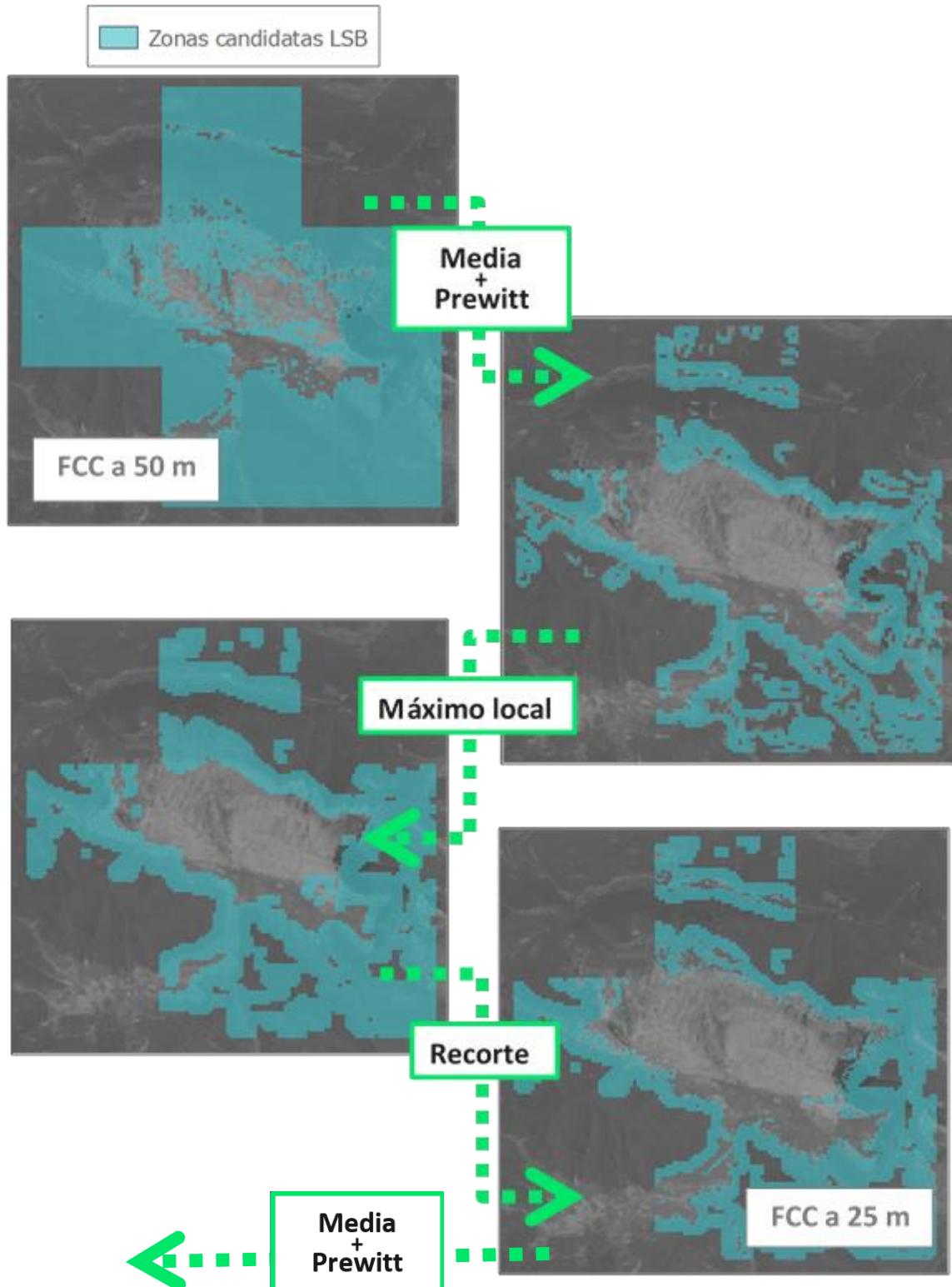


Figura 8. Ejemplo del filtrado espacial en una iteración.

2.3.4. Validación

Se ha realizado una validación con la ayuda de QGIS. Para ello se ha utilizado una ortofoto del PNOA del año 2017 a máxima resolución y se ha superpuesto el ráster de FCC a 25 m superior a 30% (con árboles superiores a 3 m). De esta manera, se han delineado aquellas zonas consideradas LSB, obteniendo una línea por hoja LiDAR que se ha utilizado en el área de estudio. Este proceso nos permitirá evaluar el grado de correspondencia que existe entre los resultados de la metodología, teniendo en cuenta las dos resoluciones, y los límites establecidos mediante la fotointerpretación de la ortografía del PNOA y la FCC mínima. Para el cálculo de correspondencia se ha utilizado la herramienta llamada “diferencia”. Con esta herramienta se mantienen aquellas partes de la capa de entrada que no se encuentran dentro de los límites de la capa superpuesta. Como capa de entrada se ha introducido la que se ha digitalizado a partir de la ortofotografía y la capa que se superpone es el resultado de la metodología. La **Figura 9** muestra un ejemplo de cómo se ha realizado la validación. El resultado final de la validación contendrá la longitud (m) de la delineación y cuántos de estos metros no están incluidos en los pixeles del resultado de la metodología, es decir la diferencia. Finalmente tendremos un porcentaje de superposición entre el LSB delineado y el resultado de la metodología. Un mayor porcentaje de superposición mostrará una mayor correspondencia entre ambos.

Se ha realizado otro proceso de validación para comprobar el error de omisión de los resultados. El error de omisión hace referencia a aquellos puntos o pixeles que pertenecen a una determinada categoría y no han sido clasificado como tal, es decir un falso negativo. Para ello se han creado puntos sobre la línea delineada como LSB, a la misma distancia de la resolución final del resultado. Luego se ha cuantificado los puntos que estaban dentro del resultado de la metodología y aquellos que no estaban. Los puntos que aparecen fuera del resultado son considerados errores de omisión, ya que están sobre la delineación de la validación, pero no han sido detectados como LSB (**Figura 10**).

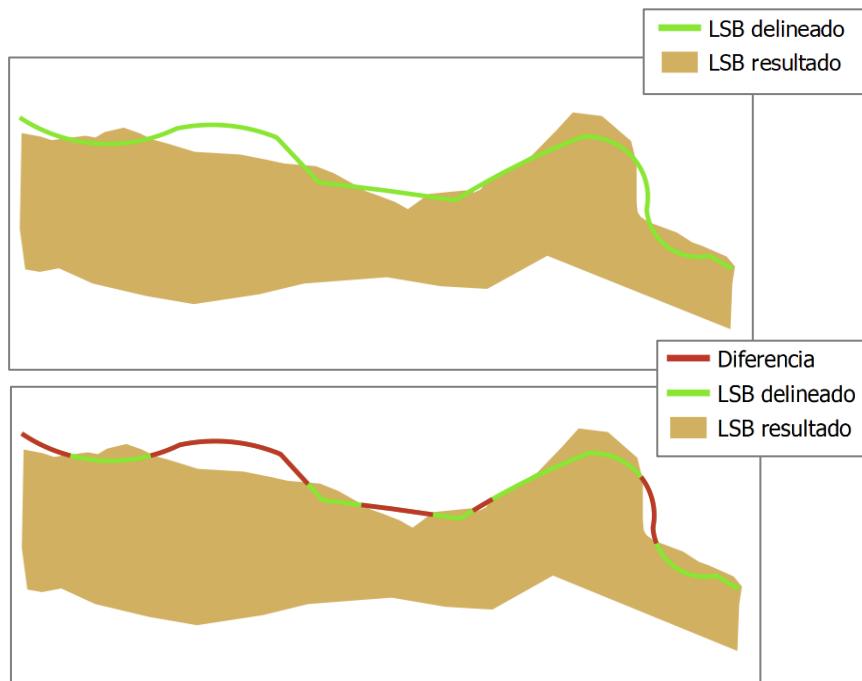


Figura 9. Ejemplo de la validación realizada.

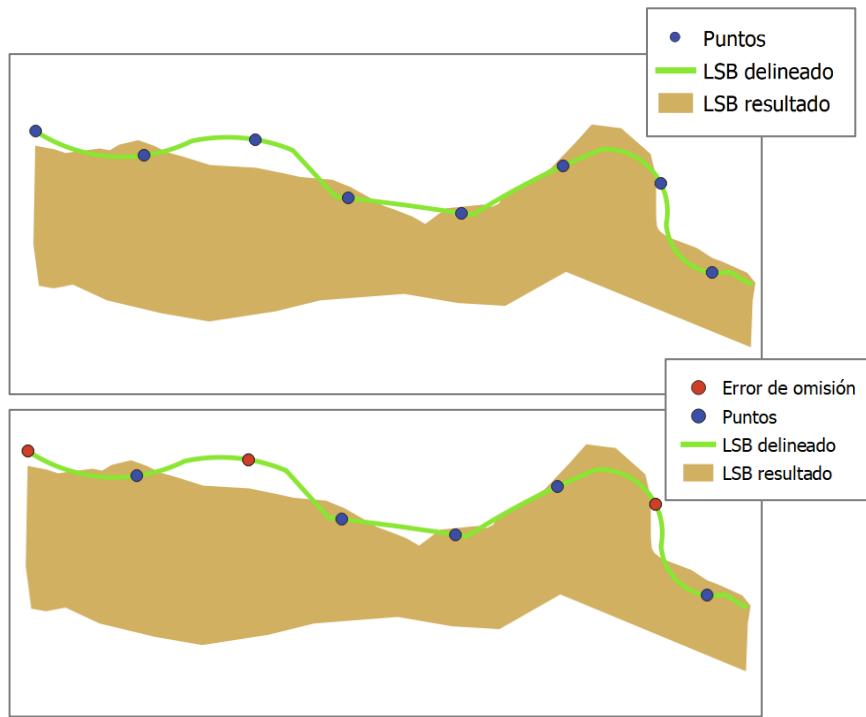


Figura 10. Ejemplo de la validación realizada mediante puntos para ver el error de omisión.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras aplicar la metodología se han obtenido dos resultados para el LSB, cada uno realizado a partir de una densidad de puntos diferente. La **Figura 11** muestra el mapa del LSB realizado con los datos LiDAR de Aragón a 0,5 puntos/ m^2 , con los que se ha obtenido una resolución de 5 metros. La **Figura 12** muestra el resultado del LSB realizado a partir de los datos de Navarra a 10 puntos/ m^2 , con una resolución final de 2 m. Los mapas con los resultados intermedios de la metodología se adjuntan en el Anexo I para los datos de Aragón y en el Anexo II para los datos de Navarra. En estos mapas se pueden ver las zonas candidatas a LSB comenzando con una resolución de 50 metros y obteniendo zonas más reducidas conforme se aumenta la resolución. Para un análisis más detallado de los resultados, en los Anexos III y IV se muestran los mapas con las hojas LiDAR ampliadas junto con la capa delineada en la validación.

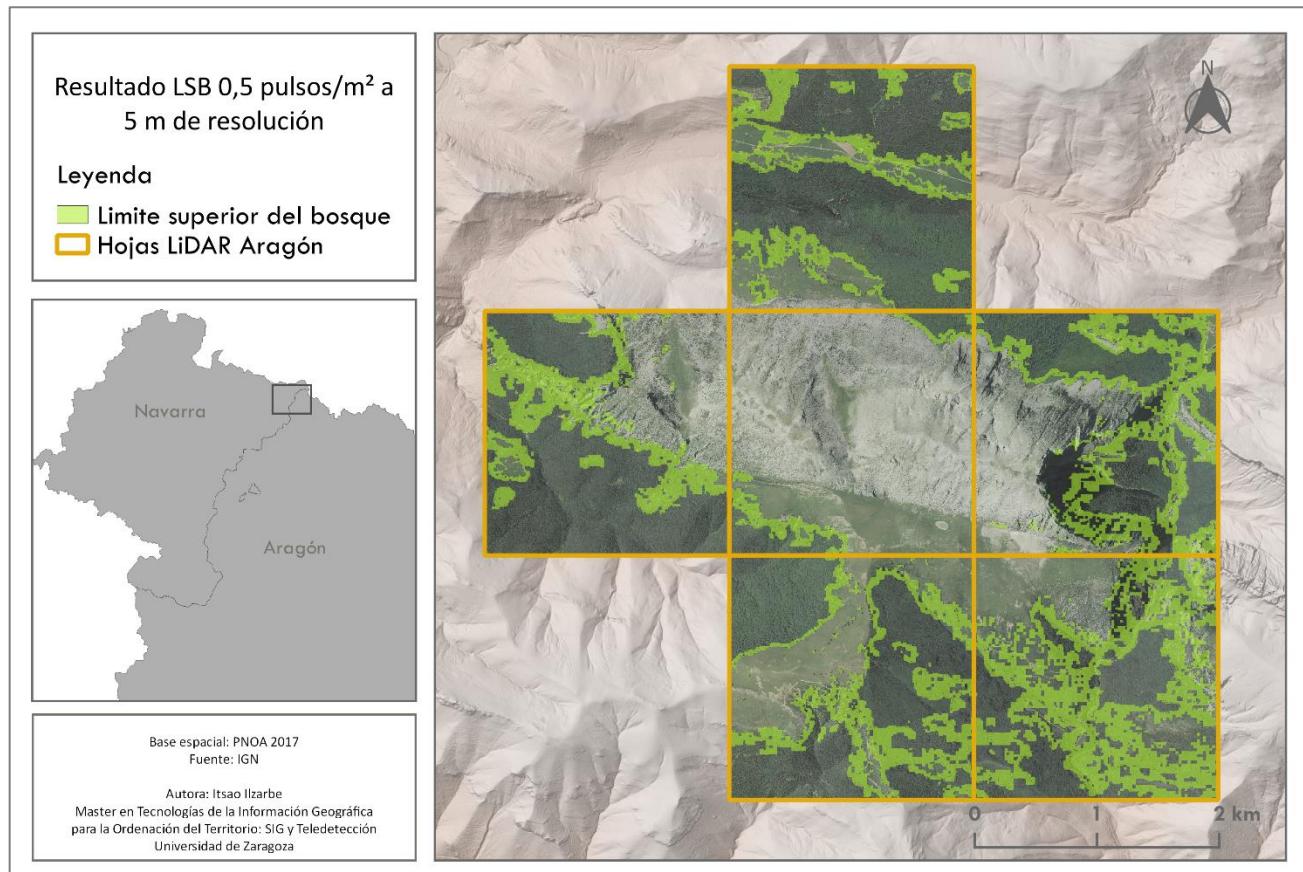


Figura 11. Resultado del LSB a 5 metros, tras la aplicación de la metodología a los datos de LiDAR de Aragón (0,5 puntos/ m^2).

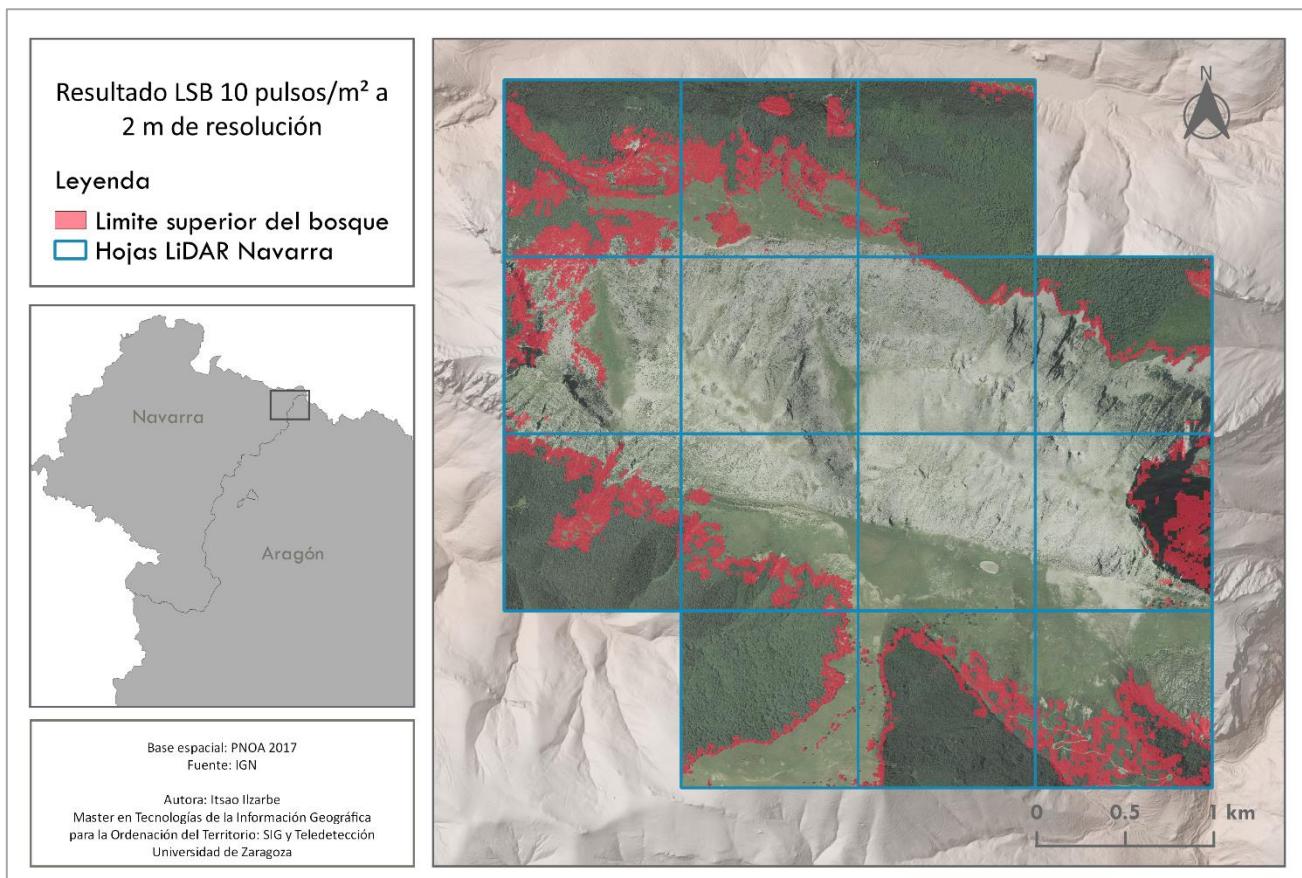


Figura 12. Resultado del LSB a 2 metros, tras la aplicación de la metodología a los datos de LiDAR de Aragón (10 puntos/m²).

La Tabla 1 y Tabla 2 muestran el resultado de la validación manual para cada hoja de datos LiDAR. En las tablas se pueden encontrar las medidas (m) de la línea realizada manualmente y el porcentaje de superposición con el área de LSB resultado de la metodología. En el caso de los resultados realizados a partir de datos con baja densidad de puntos se ha obtenido una superposición de entre 75 y 89 % (**Tabla 1**). En el caso de los resultados realizados a partir de unos datos con mayor densidad de puntos, la superposición ha sido de entre 80 y 96 % (**Tabla 2**).

Tabla 1. Resultados de la validación con puntos para los datos de Aragón.

Hoja LiDAR Aragón	Delineación manual (m)	Diferencia (m)	Superposición (%)
1	4509	929	79.4
2	5150	663	87.1
3	3110	339	89.1
4	3494	631	81.9
5	7312	1837	74.9
6	1970	410	79.2
TOTAL	25545	4809	81.2

Tabla 2. Resultados de la validación con puntos para los datos de Navarra.

Hoja LiDAR Navarra	Delineación manual (m)	Diferencia (m)	Superposición (%)
1	1812	231	87.3
2	3065	265	91.4
3	1255	196	84.4
4	4549	773	83.0
6	1066	40	96.2
7	2100	188	91.0
8	2060	406	80.3
9	2425	177	92.7
12	1920	195	89.8
13	3246	236	92.7
14	1979	244	87.7
TOTAL	25477	2951	88.4

La **Tabla 3** y **Tabla 4** muestran el resultado de la validación donde se ha comprobado el error de omisión de los resultados para cada hoja LiDAR. En ellas se muestran el total de puntos que se han creado sobre la delineación y la cantidad de puntos erróneos, es decir, que no han sido detectados como LSB. Por último, se muestra el porcentaje de error de omisión. Los resultados realizados con los datos de Aragón tienen un porcentaje más elevado de error frente a los de Navarra.

Tabla 3. Resultados de la validación con puntos para los datos de Aragón.

Hoja LiDAR	Puntos	Puntos erróneos	Error de omisión (%)
1	1101	367	25.0
2	556	71	11.3
3	898	136	13.2
4	720	186	20.5
5	576	127	18.1
6	314	82	20.7
TOTAL	4165	969	18.9

Tabla 4. Resultados de la validación con puntos para los datos de Navarra.

Hoja LiDAR	Puntos	Puntos erróneos	Error de omisión (%)
1	795	117	12.8
2	1407	131	8.5
3	533	97	15.4
4	1892	390	17.1
6	519	18	3.4
7	962	91	8.6
8	823	209	20.3
9	1127	92	7.5
12	867	98	10.2
13	1512	118	7.2
14	871	121	12.2
TOTAL	11308	1482	11.6

La validación ha mostrado resultados satisfactorios. Por una parte, los resultados obtenidos con datos iniciales de menor densidad han tenido un 81% de superposición en su conjunto. Los resultados obtenidos con una mayor densidad de puntos han tenido una superposición total del 88%, superior a los anteriores como se podía esperar.

A continuación, se ha realizado un análisis más detallado de los resultados de las hojas LiDAR individualmente, que pueden ser consultadas en el Anexo III para Aragón, y en el Anexo IV para Navarra. La primera hoja LiDAR de Aragón, ha obtenido un 79% de superposición. Ha detectado erróneamente como LSB una zona de pastos donde existe una discontinuidad en la vegetación, pero una isla de árboles parte del LSB ha sido detectada de manera precisa. La hoja 2, con un 87%, ha tenido un resultado bastante preciso, sin embargo, la zona que rodea un claro dentro del bosque ha sido detectada como LSB. La hoja 3 ha obtenido un 89% de superposición, siendo el más alto de todos, con un resultado muy preciso e incluyendo una pequeña isla de árboles. En el caso de la hoja 4, el LSB delineado para la validación es bastante menor que los pixeles detectados como LSB, ya que el gran desnivel, no hizo posible realizar la delineación más allá de lo que se muestra. Este obtuvo un 82% de superposición, no obstante, se aprecian muchos pixeles falsos positivos. La hoja 5, con un 74% de superposición, es la que menor valor ha obtenido, aunque visualmente parece ser más precisa que la 4, ya que no contiene tantos falsos positivos. Algunos de los falsos positivos que se han detectado, están alrededor de un camino el cual tiene una zona de pasto en sus inmediaciones. Los falsos positivos no se han podido cuantificar con la validación, de modo que, en algunos casos a pesar de tener un mayor porcentaje en la validación, no significa estrictamente que tengan un mejor resultado. Por último, la hoja 6 con un 79%, parece tener la mayor cantidad de falsos positivos. Corresponden a unas zonas con menor densidad de árboles, bastantes claros y a un camino rodeado de pastos.

Entre las hojas LiDAR de Navarra, la hoja 1 con un 87% de superposición, contiene un gran número de pixeles falsos positivos, que corresponden a zonas con una densidad de copas muy heterogénea. La hoja 2 con 91%, ha detectado con mucha precisión el LSB e incluso una isla de árboles, que también fue detectada en la hoja 1 de Aragón. La hoja 9 con un 92%, ha obtenido un resultado muy similar a este anterior. Las hojas 3 y 4, con 84% y 83%, a pesar de tener una superposición menor han sido muy precisas y también han detectado islas de árboles que formaban parte del LSB. No resulta extraño que la superposición pueda ser menor en algunos casos, ya que los pixeles tienen únicamente 2 m. La delineación que se realizó, en algunos casos se queda a escasos 2 o 3 m del resultado, quedando este fuera de la superposición. La hoja 6, con un 96%, es la de mayor superposición. Este resultado se puede deber a la marcada discontinuidad con una transición inmediata de bosque a pasto y un bosque con una densidad muy homogénea. Las hojas LiDAR 7 (91%), 12 (89%) y 13 (92%) muestran unas características muy similares a la anterior, con una discontinuidad inmediata y densidades homogéneas. La hoja 8 muestra el valor de superposición menor, con un 80%. A primera vista, no parece tener muchos errores, por lo que puede suceder como en el caso de las hojas 3 y 4, debiéndose a la gran resolución de los pixeles. Por último, la hoja 14, con 87%, contiene muchos falsos positivos. Al igual que la hoja 6 de Aragón que se encuentra en la misma zona, los falsos positivos se corresponden con un camino rodeado de pastos. Las hojas LiDAR de Navarra 5 y 10 no se han incluido en los anexos ya que no hay LSB en ninguna de ellas.

En una comparación general de ambos resultados, el realizado con los datos de Navarra, resulta más preciso ya que contiene menos falsos positivos que el realizado con los datos de Aragón. Con independencia de la resolución espacial utilizada (2 o 5 m), en las zonas con un terreno más complejo no ha sido posible ubicar correctamente el LSB, tan solo parcialmente. Las hojas que contenían este tipo de terreno, han dado lugar a formas complejas. Otra de las limitaciones generales que ha surgido, se ha dado en los casos que en los que el LSB era más difuso con una transición más gradual y el bosque tenía una densidad más heterogénea. Además, algunos claros de los bosques también han sido detectados como LSB, al igual que los bordes de los pastos. A pesar de que, la metodología ha sido creada y testada con el fin de encontrar el LSB, es sensible a las discontinuidades en la vegetación y por esa razón detecta otras zonas que no se corresponden al LSB. Por eso mismo, podría explorarse su utilización para otro tipo de fines.

La metodología desarrollada para la detección del LSB ha demostrado ser suficientemente robusta tal y como sugieren los resultados obtenidos en la zona de estudio piloto. Tal y como señalaron Fortin *et al.* (2000), es importante que los métodos desarrollados para la detección de ecotonos tengan en cuenta la naturaleza de éstas fronteras, pudiendo mostrar transiciones muy nítidas y abruptas como graduales o incluso desconectadas, sinuosas o en distribuciones aisladas. En línea con este razonamiento, la metodología propuesta se ha diseñado deliberadamente para la identificación de zonas donde se ubica potencialmente el LSB en contraposición con lo visto en otros estudios de detección de LSB (Szerencsits, 2012; Ørka *et al.*, 2012; Czajka *et al.*, 2015).

Tal y como se esperaba, la densidad de pulsos de las nubes de puntos ha influido en resultado de la resolución final, y es que la precisión de la detección de ecotonos está directamente relacionada con la resolución de los datos iniciales (Fortin, 2009). En el caso de Navarra, con mayor densidad, se ha obtenido una resolución final de 2 m, mientras que, con los datos de Aragón, no ha sido posible llegar a esa resolución ya que se formaban huecos creando un efecto de “sal y pimienta”, como se muestra en la **Figura 13**. La metodología propuesta se ha diseñado para alcanzar la resolución máxima que permitan los datos LiDAR originales. Sin embargo, es posible especificar la resolución final a la que se quiere llegar. De acuerdo con Paulsen and Körner (2001) la posición exacta del LSB varía en función de la escala y las variables utilizadas. Por lo que una resolución menor, no implica necesariamente un peor resultado, sino simplemente menor precisión. Sin embargo, lo ideal es que la escala elegida refleje la escala de los procesos abordados y que alcance la mayor exactitud posible en la representación del fenómeno. En caso contrario, la disposición de límites geográficos resultantes pueden verse drásticamente alterados (Jacquez *et al.*, 2000; Fortin, 2009). En el caso de esta metodología, una resolución espacial de 2 m es ideal para abordar el LSB y 5 m parece razonable dependiendo de la finalidad de los resultados. Por lo que, a pesar de obtener una menor resolución con los datos de menor densidad de puntos, se obtiene un resultado con una escala válida. Aunque el hecho de tener menor densidad de puntos, puede acarrear otro tipo de limitaciones que se comentaran a continuación.

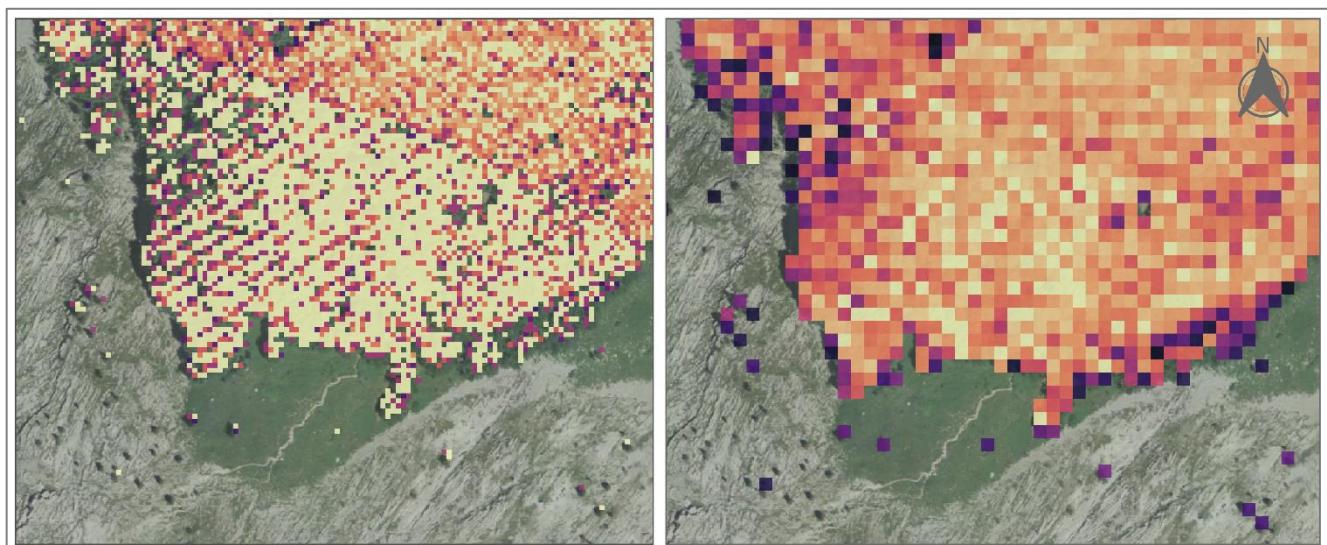


Figura 13. A la izquierda un ráster con una resolución de 2 metros y a la derecha con 5.

El algoritmo de bordes Prewitt ha funcionado de manera correcta en la metodología, si bien es cierto que no se han encontrado estudios que lo hayan utilizado para detectar ecotonos o bordes, salvo aquellos que utilizan además la información de intensidad. Este algoritmo se ha utilizado más frecuentemente en aplicaciones de teledetección para detectar características lineales continuas en las imágenes (Jensen, 2015), por lo que se consideró adecuado para delimitar la disposición del LSB. Además, la utilización de ventanas móviles ha resultado ser efectiva, tal y como demostró Szerencsits (2012) para cartografiar el límite de bosque y de árbol en Suiza. Uno de los algoritmos alternativos al utilizado en esta metodología, puede ser el “lattice wombling”. Camarero *et al.* (2000) lo utilizaron para detectar el ecoton de límite de árbol, e incorporaron diferentes variables (densidad, tamaño y crecimiento entre

otras variables) para medir el gradiente de variables continuas en el espacio. Fortin *et al.* (2000) realizaron una revisión sobre los algoritmos para la detección de bordes de fronteras ecológicas entre los que mencionó el algoritmo de Sobel, muy similar a Prewitt pero con otros valores en la kernel, el ya mencionado “lattice wombling” y “moving plit window” entre otros. Cabe destacar la simpleza de los algoritmos como Prewitt o Sobel frente a “lattice wombling”. Su sencillez puede resultar muy beneficiosa a la hora de trabajar con grandes cantidades de datos, suponiendo un coste computacional menor.

No obstante, sería interesante probar la metodología con densidades de nubes de puntos intermedias o al menos con las de la segunda cobertura LiDAR del PNOA que cuentan con 1 punto /m². Debido a que solo se ha testado en el área de estudio seleccionada, sería importante aplicarla en otras zonas con características diferentes para ver las complicaciones que puedan surgir. Además, se deberían utilizar otras fuentes de información como datos de campo o cartografía ya existente para validar el procedimiento desarrollado. Como por ejemplo las cartografías realizadas en el estudio llevado a cabo por Ameztegui *et al.* (2016), donde cartografiaron el ecotono del límite de árbol en el Pirineo Catalán para los años 1956 y 2006. Las cartografías se realizaron mediante la reclasificación de fotografías aéreas. Debido a que esto no permitía determinar las alturas utilizaron un criterio de cobertura con celdas de 50 m. Los sensores LiDAR multiespectrales (M-LiDAR) desarrollados recientemente tienen un gran potencial para la cartografía forestal. Pueden proporcionar no solo una nube de puntos densa, sino también información espectral que puede simplificar el procesamiento de datos y facilitar la interpretación de los mismos (Yu *et al.*, 2017). Ya se han realizado varios estudios que han demostrado el potencial de estos datos para clasificar las especies arbóreas (Budei *et al.*, 2017; Axelsson *et al.*, 2018). Por lo que la implementación de la metodología con este tipo de datos podría resultar muy interesante, dando la posibilidad de identificar las especies que se encuentran en el LSB.

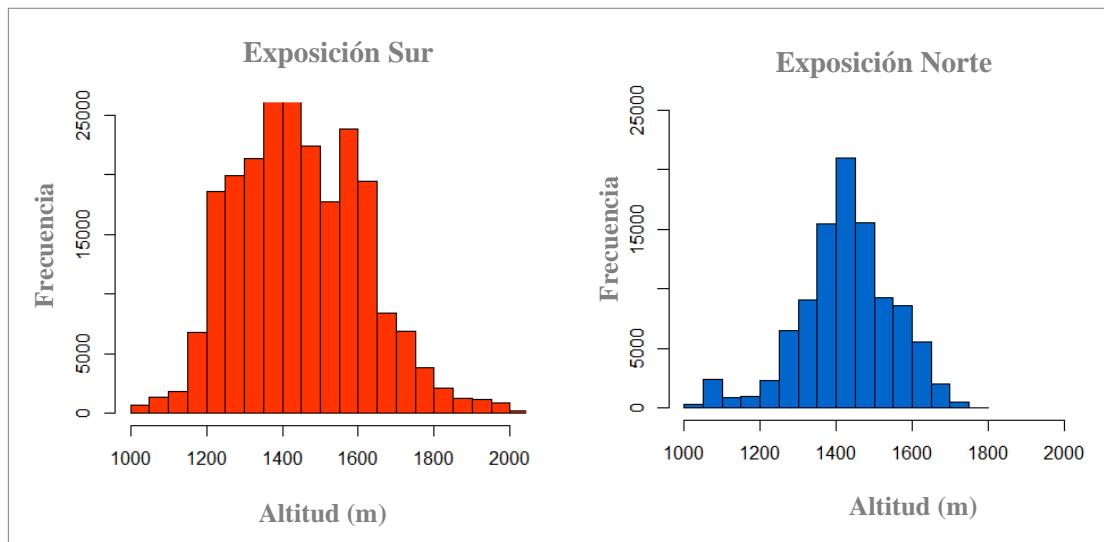


Figura 14. Comparación de la frecuencia de altitud en la exposición Sur y Norte.

Se ha analizado la altitud del resultado y se ha observado una diferencia entre la altitud del LSB en exposición Sur y Norte (**Figura 14**). La cara Sur muestra mayor variación altitudinal, desde los 1000 a 2000 m, mientras que el resultado para la cara Norte se distribuye entre los 1000 y 1800 m. Las condiciones topo climáticas como la nieve o la exposición solar, pueden ser la causa de esta diferencia como explican Paulsen y Körner (2001), Treml y Banaš (2008).

Como se ha comentado previamente algunas zonas han sido erróneamente seleccionadas, ya que a pesar de tener una discontinuidad en la vegetación no son parte del LSB. Esto puede permitir que el algoritmo tenga otras utilidades aparte de poder detectar el LSB ya que es sensible a discontinuidades en la vegetación. Entre los posibles usos se encuentran la detección de cambio de uso de suelo, la monitorización de masas forestales, delimitación de zonas de vegetación incendiadas, detección de islas de árboles y claros de bosque, así como la detección de setos vivos y monitorización de bosque de ribera. Si el LiDAR se convierte en una tecnología más accesible en un futuro, esta metodología podría también servir para detectar áreas deforestadas y talas ilegales a escala planetaria.

Næsset y Nelson (2007) demostraron que con una diferencia de diez años de datos LiDAR con suficiente densidad (alrededor de 8 puntos/m²) se podrían detectar arboles recién establecidos en el LSB y afirmar si se está produciendo una expansión. Por lo que, en unos años, sería posible estudiar los posibles avances del LSB si el proyecto PNOA-LiDAR continúa como se espera con una mayor densidad de puntos en su tercera cobertura como apuntan las actas del Consejo Superior Geográfico (2019).

Se abre la posibilidad de crear una base de datos con el LSB de todo el territorio español, como el que creó (Szerencsits, 2012) en Suiza. De esta manera sería posible realizar una monitorización periódica y detectar los cambios que sucedan. Además, un análisis del LSB de los Pirineos a escala regional es posible ya que se obtuvo una resolución de 5 m con la nube de puntos de baja densidad. Esta resolución es óptima para estudiar este fenómeno.

5. CONCLUSIONES

Se ha desarrollado e implementado una metodología para la detección automatizada del límite superior del boque mediante filtrado espacial de datos LiDAR. Se trata por tanto de una nueva experiencia de puesta en valor de los datos LiDAR PNOA en el ámbito forestal. Pese a las limitaciones observadas en relación con topografía compleja y el inherente efecto en la precisión derivado de la densidad de retornos en la nube de puntos LiDAR, los resultados se muestran eficaces en la detección del LSB. En términos generales de los resultados obtenidos se puede concluir que:

- La metodología en su conjunto resulta válida para detectar el LSB, aunque presenta ciertas limitaciones.
- La utilización de datos LiDAR y su posterior filtrado espacial mediante el filtro de detección de bordes Prewitt muestra un gran potencial para detectar el LSB.
- La automatización de la metodología supone una ventaja a la hora de implementar todo el proceso en zonas amplias.
- Las densidades de las nubes de puntos que se emplearon en la metodología afectaron al resultado final. Aquellas con una mayor densidad (10 puntos /m²) obtuvieron un resultado de mayor resolución y con menor error, mientras que las de baja densidad (0,5 puntos/m²) obtuvieron menor resolución y mayor error, pero se siguen considerando válidas para detectar el LSB.

BIBLIOGRAFÍA

Acta de la reunión del grupo de trabajo de la comisión Especializada de Observación del Territorio del Consejo Superior Geográfico (GTCEOT) IGN (28 de mayo de 2019) Obtenido de: https://cdn.fo-mento.gob.es/portal-web-drupal/IGN/01_Acta_Reunion_GTCEOT

Allen T, Walsh S. 1996. Spatial and Compositional Pattern of Alpine Treeline, Glacier National Park, Montana. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62: 1261–1268.

Améztegui A, Brotons L, Coll L. 2010. Land-use changes as major drivers of mountain pine (*Pinus uncinata* Ram.) expansion in the Pyrenees. *Global Ecology and Biogeography*, 19(5): 632–641. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00550.x>.

Ameztegui A, Coll L, Brotons L, Ninot JM. 2016. Land-use legacies rather than climate change are driving the recent upward shift of the mountain tree line in the Pyrenees. *Global Ecology and Biogeography*, 25(3): 263–273. <https://doi.org/10.1111/geb.12407>.

Axelsson A, Lindberg E, Olsson H. 2018. Exploring Multispectral ALS Data for Tree Species Classification. *Remote Sensing*, 10: 183. <https://doi.org/10.3390/rs10020183>.

Blázquez-Casado Á, Calama R, Valbuena M, Vergarechea M, Rodríguez F. 2019. Combining low-density LiDAR and satellite images to discriminate species in mixed Mediterranean forest. *Annals of Forest Science*, 76(2): 57. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0835-x>.

Bolton DK, Coops NC, Hermosilla T, Wulder MA, White JC. 2018. Evidence of vegetation greening at alpine treelines: Three decades of Landsat spectral trends informed by lidar-derived vertical structure. , 13(8). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aad5d2>.

Botequim B, Fernandes PM, Borges JG, González-Ferreiro E, Guerra-Hernández J. 2019. Improving silvicultural practices for Mediterranean forests through fire behaviour modelling using LiDAR-derived canopy fuel characteristics. *International Journal of Wildland Fire*. CSIRO PUBLISHING, 28(11): 823–839. <https://doi.org/10.1071/WF19001>.

Buchanan GM, Brink AB, Leidner AK, Rose R, Wegmann M. 2015. Advancing terrestrial conservation through remote sensing. *Ecological Informatics*, 30: 318–321. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2015.05.005>.

Budei B, St-Onge B, Hopkinson C, Audet F-A. 2017. Identifying the genus or species of individual trees using a three-wavelength airborne lidar system. *Remote Sensing of Environment*, 204. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.09.037>.

Cabrera J, Lamelas MT, Montealegre AL, Riva J de la. 2014. *Estimación de variables dasométricas a partir de datos LiDAR PNOA en masas regulares de Pinus halepensis Mill*. Asociación de Geógrafos Españoles (AGE).

Camarero J, Gutiérrez E, Fortin M-J. 2000. Boundary Detection in Altitudinal Treeline Ecotones in the Spanish Central Pyrenees. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 32: 117–126. <https://doi.org/10.1080/15230430.2000.12003347>.

Carreras J, Carrillo E, Masalles R, Ninot J, Soriano I, Vigo J. 1996. Delimitation of the supra-forest zone in the Catalan Pyrenees. , 47: 27–36.

Case B, Duncan R. 2014. A novel framework for disentangling the scale-dependent influences of abiotic factors on alpine treeline position. *Ecography*. Wiley-Blackwell, 37(9): 838–851. <https://doi.org/10.1111/ecog.00280>.

Cienciala E, Seufert G, Blujdea V, Grassi G, Exnerova Z. 2010. *Harmonized Methods for Assessing Carbon Sequestration in European Forests*. EUR - Scientific and Technical Research Reports. Publications Office of the European Union.

Coops NC, Morsdorf F, Schaepman ME, Zimmermann NE. 2013. Characterization of an alpine tree line using airborne LiDAR data and physiological modeling. *Global Change Biology*, 19(12): 3808–3821. <https://doi.org/10.1111/gcb.12319>.

Czajka B, Łajczak A, Kaczka R, Nicia P. 2015. Timberline in the Carpathians: An overview. *Geographia Polonica*, 88: 7–34. <https://doi.org/10.7163/GPol.0013>.

Danby RK. 2011. Monitoring Forest–Tundra Ecotones at Multiple Scales. *Geography Compass*, 5(9): 623–640. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2011.00447.x>.

Danzeglocke J, Oluić M. 2005. *Remote sensing of upper timberline elevation in the Alps on different scales*. *undefined*.

Diaz HF, Bradley RS. 1997. Temperature Variations During the Last Century at High Elevation Sites. In: Diaz HF, Beniston M and Bradley RS (eds) *Climatic Change at High Elevation Sites*. Springer Netherlands: Dordrecht, 21–47.

Díaz-Varela RA, Colombo R, Meroni M, Calvo-Iglesias MS, Buffoni A, Tagliaferri A. 2010. Spatio-temporal analysis of alpine ecotones: A spatial explicit model targeting altitudinal vegetation shifts. *Ecological Modelling*, 221(4): 621–633. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.11.010>.

Domingo D, Lamelas MT, Montealegre AL, García-Martín A, De la Riva J. 2018. Estimation of Total Biomass in Aleppo Pine Forest Stands Applying Parametric and Nonparametric Methods to Low-Density Airborne Laser Scanning Data. *Forests*. Multidisciplinary Digital Publishing Institute, 9(4): 158. <https://doi.org/10.3390/f9040158>.

Donoghue DNM. 2016. Remote sensing: environmental change: *Progress in Physical Geography*. Sage PublicationsSage CA: Thousand Oaks, CA. <https://doi.org/10.1191/0309133302pp329pr>.

Elliott GP. 2017. Treeline Ecotones. *International Encyclopedia of Geography*. American Cancer Society, 1–10.

Espanya, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2011. *Guía metodológica para el desarrollo del Sistema Nacional de Cartografía de Zonas Inundables*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino: Madrid.

Fernández-Landa A, Fernández-Moya J, Tomé JL, Algeet-Abarquero N, Guillén-Climent ML, Vallejo R, Sandoval V, Marchamalo M. 2018. High resolution forest inventory of pure and mixed stands at regional level combining National Forest Inventory field plots, Landsat, and low density lidar. *International Journal of Remote Sensing*. Taylor & Francis, 39(14): 4830–4844. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1430406>.

Fortin M-J. 1994. Edge Detection Algorithms for Two-Dimensional Ecological Data. *Ecology*, 75(4): 956–965. <https://doi.org/10.2307/1939419>.

Fortin M-J. 2009. Effects of quadrat size and data measurement on the detection of boundaries. *Journal of Vegetation Science*, 10: 43–50. <https://doi.org/10.2307/3237159>.

Fortin M-J, Olson RJ, Ferson S, Iverson L, Hunsaker C, Edwards G, Levine D, Butera K, Klemas V. 2000. Issues related to the detection of boundaries. *Landscape Ecology*, 15(5): 453–466. <https://doi.org/10.1023/A:1008194205292>.

García-Ruiz JM, López-Moreno JI, Lasanta T, Vicente-Serrano SM, González-Sampériz P, Valero-Garcés BL, Sanjuán Y, Beguería S, Nadal-Romero E, Lana-Renault N, Gómez-Villar A. 2015. Los efectos geoecológicos del cambio global en el Pirineo Central español: una revisión a distintas escalas espaciales y temporales. *Pirineos*, 170(0): 012. <https://doi.org/10.3989/Pirineos.2015.170005>.

Gonzalez S, Bech J. 2017. Extreme point rainfall temporal scaling: a long term (1805–2014) regional and seasonal analysis in Spain. *International Journal of Climatology*, 37(15): 5068–5079. <https://doi.org/10.1002/joc.5144>.

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: An International Journal of Forest Research*. Oxford Academic, 85(2): 281–292. <https://doi.org/10.1093/forestry/cps002>.

Gottfried M, Pauli H, Reiter K, Grabherr G. 1999. A fine-scaled predictive model for changes in species distribution patterns of high mountain plants induced by climate warming. *Diversity and Distributions*, 5(6): 241–251. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.1999.00058.x>.

Guerra Hernández J, Tomé M, González Ferreiro EM. 2016. Cartografía de variables dasométricas en bosques Mediterráneos mediante análisis de los umbrales de altura e inventario a nivel de masa

con datos LiDAR de baja resolución. Universitat Politècnica de Valéncia. <https://doi.org/10.4995/raet.2016.3980>.

Guerra J, Avilés C, Botequim B, Varela A, Sandoval V, Robla E. 2019. Developing Regional Lidar-Derived forest inventory models at Extremadura and Canarias levels using National Forest Inventory (IFN4). .

Harsch M, Bader M. 2011. Treeline form – a potential key to understanding treeline dynamics. *Global Ecology and Biogeography*, 20: 582–596. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00622.x>.

Harsch MA, Hulme PE, McGlone MS, Duncan RP. 2009. Are treelines advancing? A global meta-analysis of treeline response to climate warming. *Ecology Letters*, 12(10): 1040–1049. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01355.x>.

Hijmans RJ, Etten J van, Sumner M, Cheng J, Baston D, Bevan A, Bivand R, Busetto L, Canty M, Forrest D, Ghosh A, Golicher D, Gray J, Greenberg JA, Hiemstra P, Hingee K, Geosciences I for MA, Karney C, Mattiuzzi M, Mosher S, Nowosad J, Pebesma E, Lamigueiro OP, Racine EB, Rowlingson B, Shortridge A, Venables B, Wueest R. 2020. *raster: Geographic Data Analysis and Modeling*..

Hill RA, Granica K, Smith GM, Schardt M. 2007. Representation of an alpine treeline ecotone in SPOT 5 HRG data. *Remote Sensing of Environment*, 110(4): 458–467. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.11.031>.

Hofgaard A, Wilmann B. 2002. Plant distribution pattern across the forest-tundra ecotone: The importance of treeline position. *Ecoscience*, 9: 375–385. <https://doi.org/10.1080/11956860.2002.11682725>.

Holmgren B, Tjus M. 1996. Summer Air Temperatures and Tree Line Dynamics at Abisko. *Ecological Bulletins*. Oikos Editorial Office, (45): 159–169.

Holtmeier F-K. 2009. *Holtmeier, F.-K. (2009): Mountain timberlines. Ecology, patchiness and dynamics. Advances in Global Change Research, Vol. 36, Berlin, Springer.* ..

Holtmeier F-K, Broll G. 1992. The Influence of Tree Islands and Microtopography on Pedoecological Conditions in the Forest-Alpine Tundra Ecotone on Niwot Ridge, Colorado Front Range, U.S.A. *Arctic and Alpine Research*. Taylor & Francis, 24(3): 216–228. <https://doi.org/10.1080/00040851.1992.12002949>.

Holtmeier F-K, Broll G. 2005. Sensitivity and response of northern hemisphere altitudinal and polar treelines to environmental change at landscape and local scales. *Global Ecology and Biogeography*, 14(5): 395–410. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2005.00168.x>.

Hopkinson C, Chasmer L. 2009. Testing LiDAR models of fractional cover across multiple forest ecozones. *Remote Sensing of Environment*, 113: 275–288. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.09.012>.

Jacquez GM, Maruca S, Fortin M-J. 2000. From fields to objects: A review of geographic boundary analysis. *Journal of Geographical Systems*, 2(3): 221–241. <https://doi.org/10.1007/PL00011456>.

Jensen JR. 2015. *Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective*. Prentice Hall Press: USA.

Johnson AC, Yeakley JA. 2016. Seedling regeneration in the alpine treeline ecotone: Comparison of wood microsites and adjacent soil substrates. *Mountain Research and Development*. 36(4): 443–451., 36(4): 443–451. <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-16-00024R.1>.

Johnston C, Bonde J. 1989. Quantitative Analysis of Ecotones Using a Geographic Information System. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 55: 1643–1647.

Kirdyanov A, Hagedorn F, Knorre A, Fedotova E, Vaganov EA, NAURZBAEV M, Moiseev P, Rigling A. 2011. 20th century tree-line advance and vegetation changes along an altitudinal transect in the Putorana Mountains, northern Siberia. *Boreas*, 41: 56–67. <https://doi.org/10.1111/j.1502-3885.2011.00214.x>.

Körner C. 1998a. A re-assessment of high elevation treeline positions and their explanation. *Oecologia*, 115(4): 445–459. <https://doi.org/10.1007/s004420050540>.

Körner C. 1998b. A re-assessment of high elevation treeline positions and their explanation. *Oecologia*. Springer, 115(4): 445–459.

Körner C. 1998c. Worldwide positions of alpine treelines and their causes. *Lecture Notes in Earth Sciences, Berlin Springer Verlag*, 74: 221–229. <https://doi.org/10.1007/BFb0009775>.

Körner C. 2007. Körner C.. The use of ‘altitude’ in ecological research. *Trends Ecol Evol* 22: 569–574. *Trends in ecology & evolution*, 22: 569–74. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.09.006>.

Körner C, Paulsen J. 2004. A world-wide study of high altitude treeline temperatures. *Journal of Biogeography*, 31(5): 713–732. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2003.01043.x>.

Kullman L. 2001. 20th Century Climate Warming and Tree-limit Rise in the Southern Scandes of Sweden. *Ambio*, 30: 72–80. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-30.2.72>.

Landa AF, Rodríguez FG, López DZ, Olabarria JRG, Mola-Yudego B, Lasala D, Sampedro FJA, Molina AG. 2013. Los sensores aerotransportados LiDAR y multiespectrales en la descripción y cuantificación de los recursos forestales. .

Lasanta T, Vicente-Serrano SM. 2007. Cambios en la cubierta vegetal en el Pirineo aragonés en los últimos 50 años. *Pirineos*, 162(0): 125–154. <https://doi.org/10.3989/pirineos.2007.v162.16>.

Lekuona Zuazo I, Lamelas Gracia MT, Montealegre Gracia AL. 2017. Cartografía de la biomasa aérea total en masas de Pinus Radiata D. Don a partir de datos públicos LiDAR-PNOA e inventario forestal nacional. *Geofocus (Madr.)*. paper presented at the Geofocus (Madrid).

Liu X, Cheng Z, Yan L, Yin Z-Y. 2009. Elevation dependency of recent and future minimum surface air temperature trends in the Tibetan Plateau and its surroundings. *Global and Planetary Change*, 68: 164–174. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2009.03.017>.

Lloyd AH. 2005. Ecological Histories from Alaskan Tree Lines Provide Insight into Future Change. *Ecology*. Ecological Society of America, 86(7): 1687–1695.

Lund G. 2018. *2018 Definitions of Forest, Deforestation, Afforestation, and Reforestation*. .

MacDonald GM, Szeicz JM, Claricoates J, Dale KA. 1998. Response of the Central Canadian Treeline to Recent Climatic Changes. *Annals of the Association of American Geographers*. Routledge, 88(2): 183–208. <https://doi.org/10.1111/1467-8306.00090>.

Magnier B, Abdulrahman H, Montesinos P. 2018. A Review of Supervised Edge Detection Evaluation Methods and an Objective Comparison of Filtering Gradient Computations Using Hysteresis Thresholds. *Journal of Imaging*. Multidisciplinary Digital Publishing Institute, 4(6): 74. <https://doi.org/10.3390/jimaging4060074>.

Malanson GP, Butler DR, Fagre DB, Walsh SJ, Tombback DF, Daniels LD, Resler LM, Smith WK, Weiss DJ, Peterson DL, Bunn AG, Hiemstra CA, Liptzin D, Bourgeron PS, Shen Z, Millar CI. 2007. Alpine Treeline of Western North America: Linking Organism-To-Landscape Dynamics. *Physical Geography*. Taylor & Francis, 28(5): 378–396. <https://doi.org/10.2747/0272-3646.28.5.378>.

Mathisen IE, Mikheeva A, Tutubalina OV, Aune S, Hofgaard A. 2014. Fifty years of tree line change in the Khibiny Mountains, Russia: advantages of combined remote sensing and dendroecological approaches. *Applied Vegetation Science*, 17(1): 6–16. <https://doi.org/10.1111/avsc.12038>.

Mohapatra J, Singh CP, Tripathi OP, Pandya HA. 2019. Remote sensing of alpine treeline ecotone dynamics and phenology in Arunachal Pradesh Himalaya. *International Journal of Remote Sensing*. Taylor & Francis, 40(20): 7986–8009. <https://doi.org/10.1080/01431161.2019.1608383>.

Montealegre AL, Lamelas MT, Tanase MA, De la Riva J. 2014. Forest Fire Severity Assessment Using ALS Data in a Mediterranean Environment. *Remote Sensing*. Multidisciplinary Digital Publishing Institute, 6(5): 4240–4265. <https://doi.org/10.3390/rs6054240>.

Montealegre AL, Lamelas MT, Tanase MA, Riva J de la. 2017. Forest fire severity estimation based on the LiDAR-PNOA data and the values of the Composite Burn Index. *Revista de Teledetección*, 0(49): 1–16. <https://doi.org/10.4995/raet.2017.7371>.

Morley P, Donoghue D, Chen J-C, Jump A. 2017. Integrating remote sensing and demography for more efficient and effective assessment of changing mountain forest distribution. *Ecological Informatics*, 43. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2017.12.002>.

Næsset E, Nelson R. 2007. Using airborne laser scanning to monitor tree migration in the boreal–alpine transition zone. *Remote Sensing of Environment*, 110(3): 357–369. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.03.004>.

Noble IR. 1993. A Model of the Responses of Ecotones to Climate Change. *Ecological Applications*. Ecological Society of America, 3(3): 396–403. <https://doi.org/10.2307/1941908>.

Ørka HO, Wulder MA, Gobakken T, Næsset E. 2012. Subalpine zone delineation using LiDAR and Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 119: 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.11.023>.

Paulsen J, Körner C. 2001. GIS-analysis of tree-line elevation in the Swiss Alps suggests no exposure effect. *Journal of Vegetation Science*, 12(6): 817–824. <https://doi.org/10.2307/3236869>.

Pepin N, Bradley RS, Diaz HF, Baraer M, Caceres EB, Forsythe N, Fowler H, Greenwood G, Hashmi MZ, Liu XD, Miller JR, Ning L, Ohmura A, Palazzi E, Rangwala I, Schöner W, Severskiy I, Shahgedanova M, Wang MB, Williamson SN, Yang DQ, Mountain Research Initiative EDW Working Group. 2015. Elevation-dependent warming in mountain regions of the world. *Nature Climate Change*, 5(5): 424–430. <https://doi.org/10.1038/nclimate2563>.

Rees G. 2006. Characterisation of Arctic treelines by LiDAR and multispectral imagery. .

Resler LM, Fonstad MA, Butler DR. 2004. Mapping the Alpine Treeline Ecotone with Digital Aerial Photography and Textural Analysis. *Geocarto International*. Taylor & Francis, 19(1): 37–44. <https://doi.org/10.1080/10106040408542297>.

Roussel J-R, documentation) DA (Reviews the, features) FDB (Fixed bugs and improved catalog, segment_snags()) ASM (Implemented wing2015() for, track_sensor()) BJ-F (Contributed to R for, track_sensor()) GD (Implemented G for. 2020. *lidR: Airborne LiDAR Data Manipulation and Visualization for Forestry Applications*. .

Steinbauer MJ, Field R, Grytnes J-A, Trigas P, Ah-Peng C, Attorre F, Birks HJB, Borges PAV, Cardoso P, Chou C-H, De SM, De SMM, Duarte MC, Elias RB, Jump A. 2016. Topography-driven isolation, speciation and a global increase of endemism with elevation. *Global Ecology and Biogeography*. Wiley-Blackwell, 25(9): 1097–1107. <http://dx.doi.org/10.1111/geb.12469>.

Szerencsits E. 2012. Swiss tree lines - a GIS-based Approximation. *Landscape Online*, 28: 1–18. <https://doi.org/10.3097/LO.201228>.

Tasanen T, Norokorpi Y, Sepponen P, Juntunen V. 1998. Monitoring timberline dynamics in northern Lapland. *Metsäntutkimuslaitos*.

Theurillat J, Felber F, Geissler P, Gobat J, Fierz M, Fischlin A, Williams J. 1998. Sensitivity of plant and soil ecosystems of the Alps to climate change, Views from the Alps: Regional perspectives on climate change. MIT Press, Cambridge.

Theurillat J-P, Guisan A. 2001. Potential Impact of Climate Change on Vegetation in the European Alps: A Review. *Climatic Change*, 50: 77–109. <https://doi.org/10.1023/A:1010632015572>.

Thieme N, Bollandsås O, Gobakken T, Næsset E. 2011. Detection of small single trees in the forest–tundra ecotone using height values from airborne laser scanning. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 37: 264–274. <https://doi.org/10.5589/m11-041>.

Thuiller W, Lavorel S, Araújo M, Sykes M, Prentice I. 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102: 8245–50. <https://doi.org/10.1073/pnas.0409902102>.

Tranquillini W. 2012. *Physiological Ecology of the Alpine Timberline: Tree Existence at High Altitudes with Special Reference to the European Alps*. Springer Science & Business Media.

Treml V, Banaš M. 2008. The Effect of Exposure on Alpine Treeline Position: a Case Study from the High Sudetes, Czech Republic. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*. Taylor & Francis, 40(4): 751–760. [https://doi.org/10.1657/1523-0430\(07-060\)\[TREML\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1657/1523-0430(07-060)[TREML]2.0.CO;2).

Turner MG. 1989. Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology and Systematics*. Annual Reviews, 20(1): 171–197. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.001131>.

van Leeuwen M, Nieuwenhuis M. 2010. Retrieval of forest structural parameters using LiDAR remote sensing. *European Journal of Forest Research*, 129(4): 749–770. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0381-4>.

Vega X. 2003. Estudio mediante sistemas de información geográfica (GIS) de la evolución de la vegetación natural en Cataluña. Aproximación al caso del Valle del Freser durante el periodo 1956-2000. *Acta Botanica Barcinonensis*; Vol.: 49, 49.

Villar Pérez L. 1980. Catálogo florístico del Pirineo occidental español. CSIC - Centro Pirenaico de Biología Experimental (CPBE).

Vitousek PM. 1994. Beyond Global Warming: Ecology and Global Change. *Ecology*, 75(7): 1861–1876. <https://doi.org/10.2307/1941591>.

Wardle P, Coleman MC. 1992. Evidence for rising upper limits of four native New Zealand forest trees. *New Zealand Journal of Botany*. Taylor & Francis, 30(3): 303–314. <https://doi.org/10.1080/0028825X.1992.10412909>.

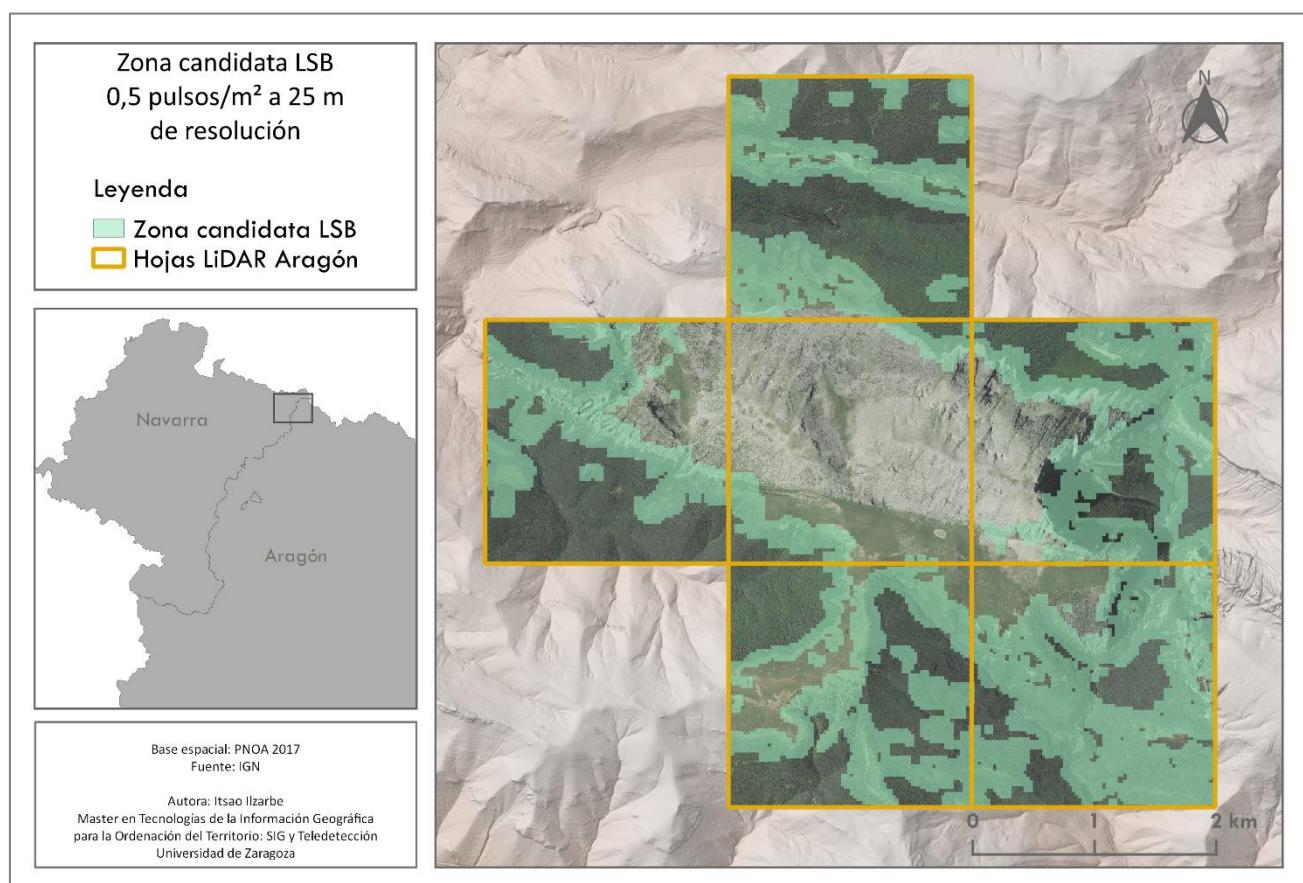
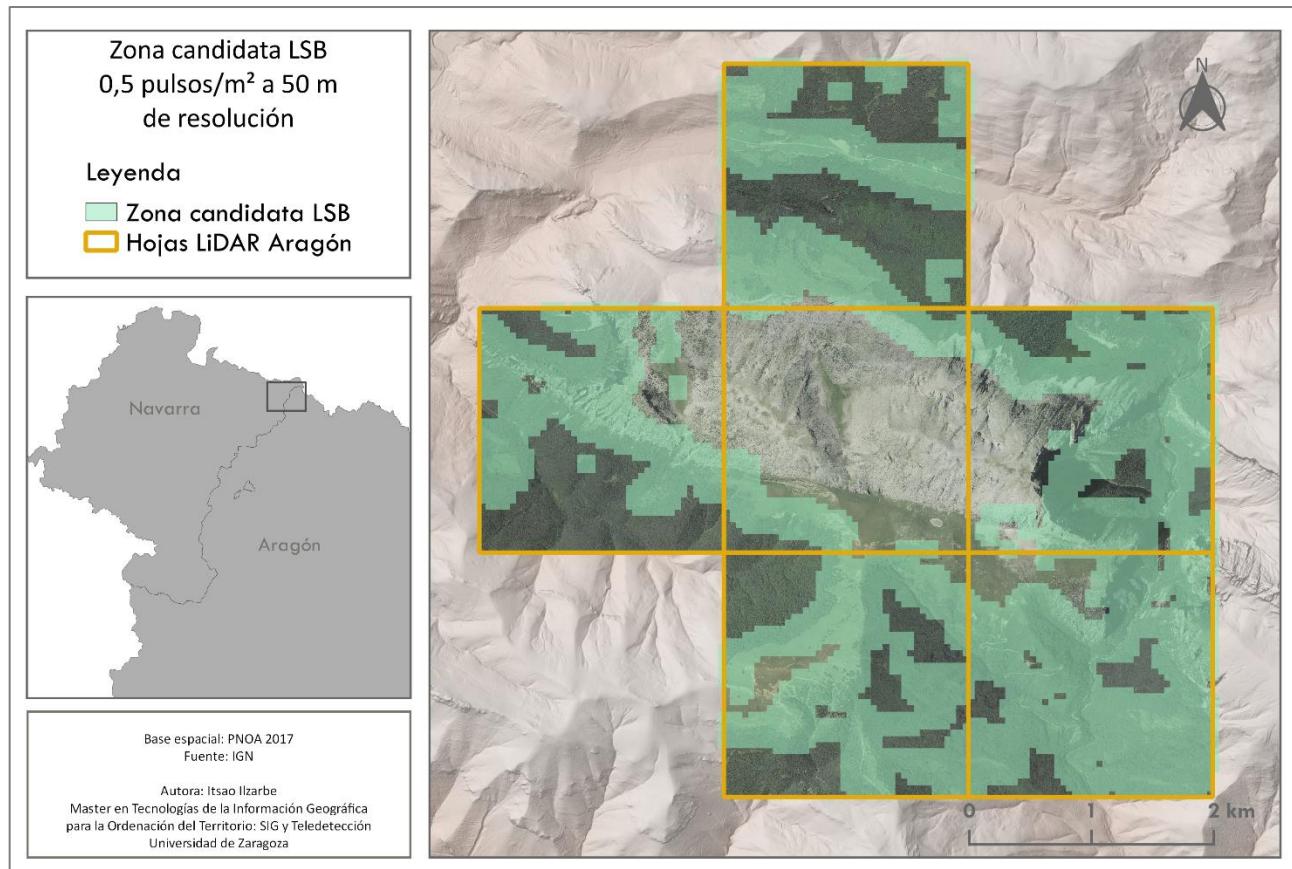
Wielgolaski FE, Hofgaard A, Holtmeier F-K. 2017. Sensitivity to environmental change of the treeline ecotone and its associated biodiversity in European mountains. <https://doi.org/10.3354/CR01474>.

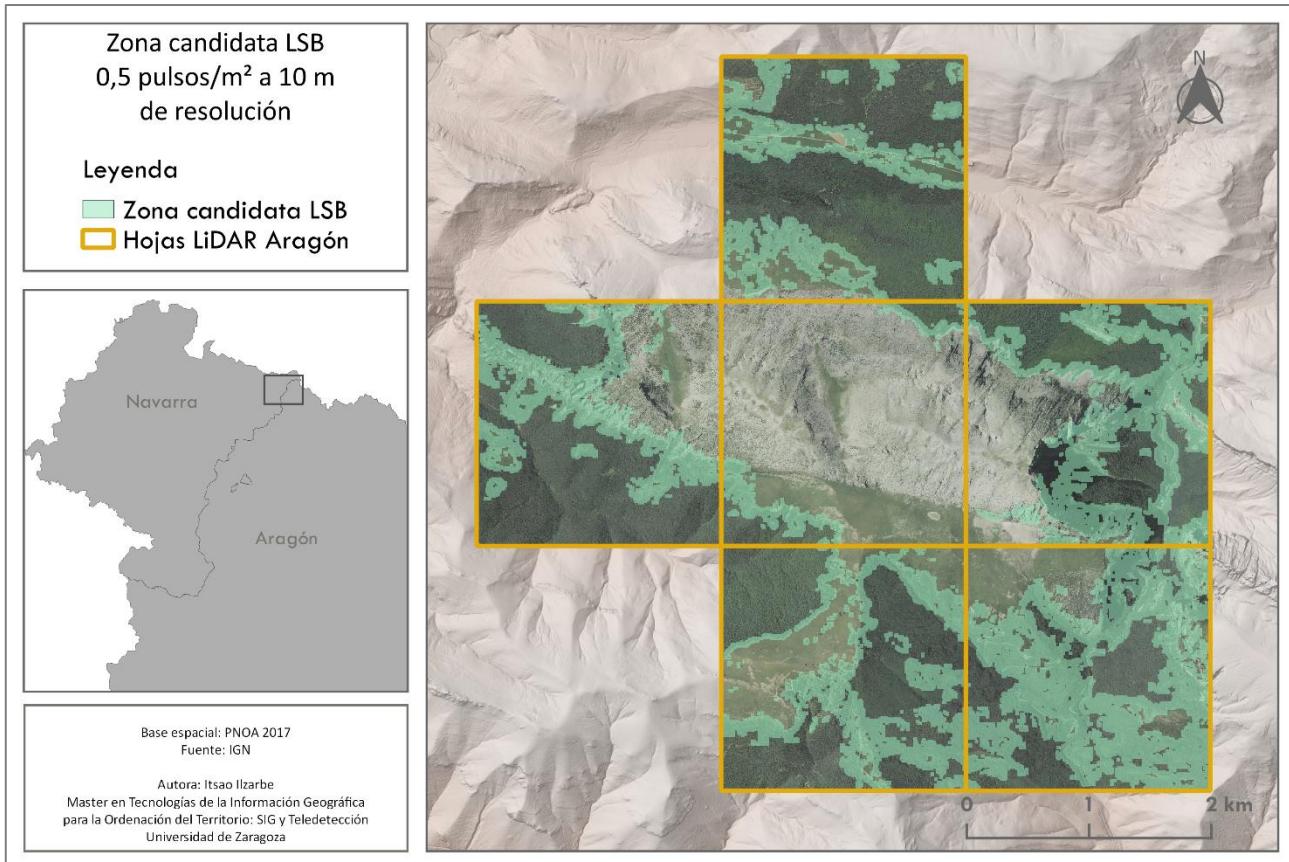
Wulder M, Bater C, Coops N, Hilker T, White J. 2008. The role of LiDAR in sustainable forest management. *The Forestry Chronicle*, 84: 807–826. <https://doi.org/10.5558/tfc84807-6>.

Yu X, Hyppä J, Litkey P, Kaartinen H, Vastaranta M, Holopainen M. 2017. Single-Sensor Solution to Tree Species Classification Using Multispectral Airborne Laser Scanning. *Remote Sensing*. Multidisciplinary Digital Publishing Institute, 9(2): 108. <https://doi.org/10.3390/rs9020108>.

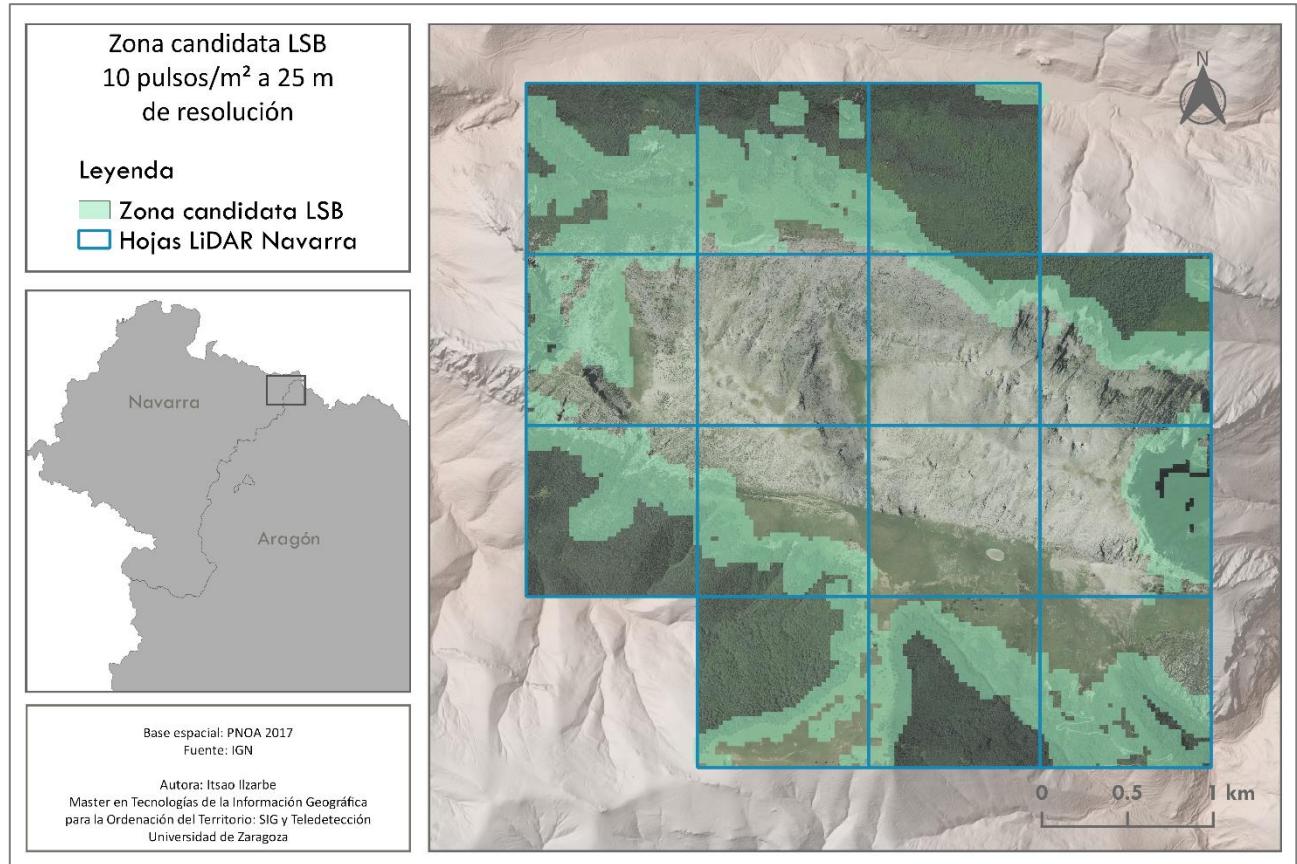
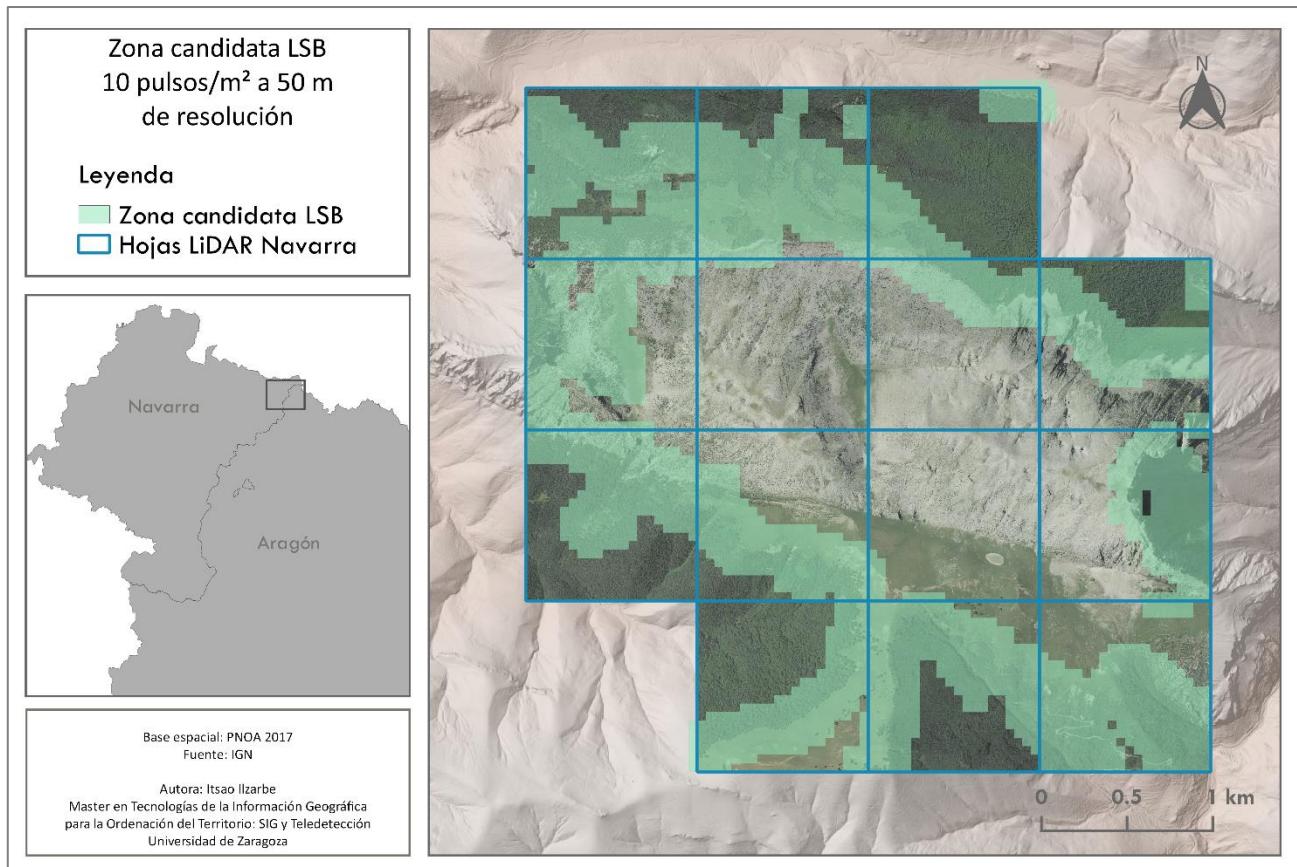
Zhang Y, Xu M, Adams J, Wang X. 2009. Can Landsat imagery detect tree line dynamics? *International Journal of Remote Sensing*. Taylor & Francis, 30(5): 1327–1340. <https://doi.org/10.1080/01431160802509009>.

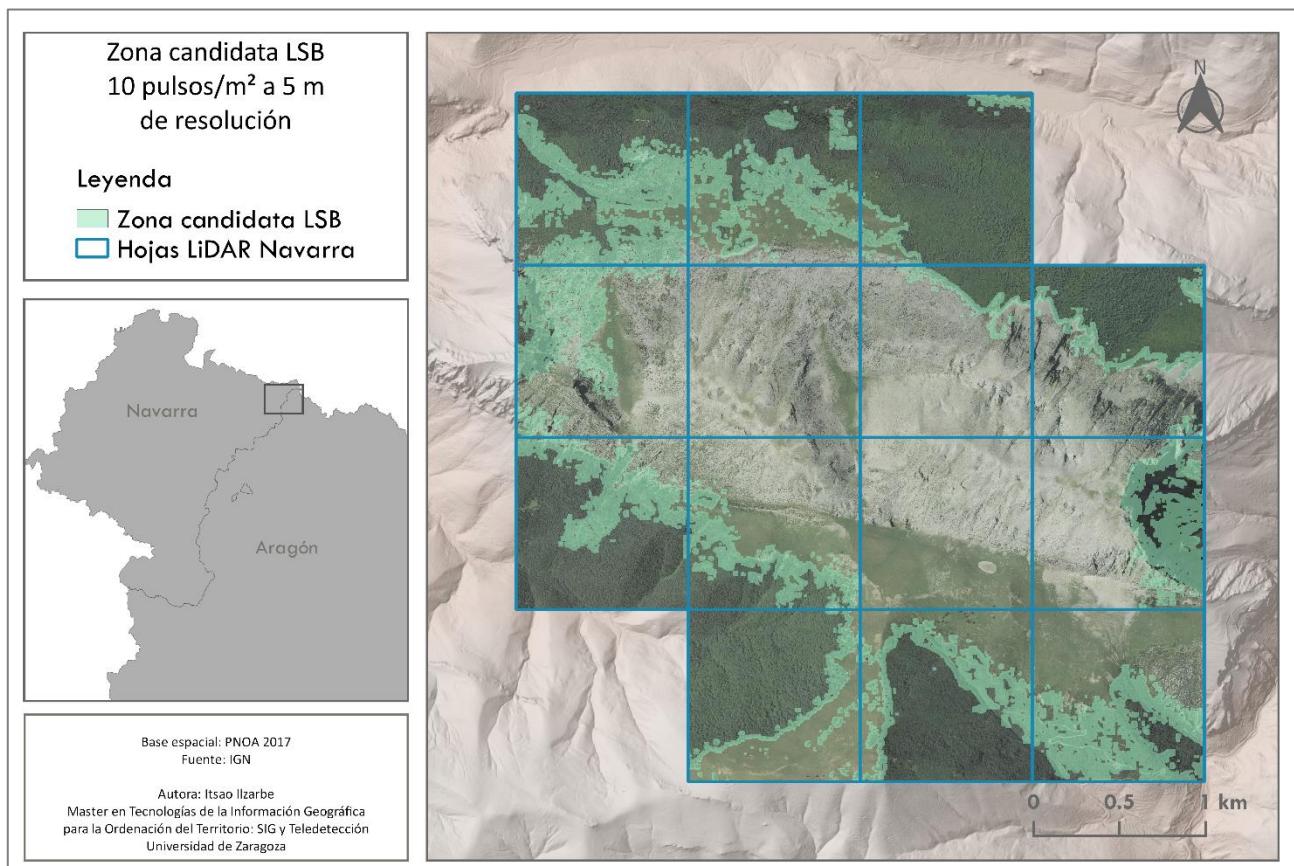
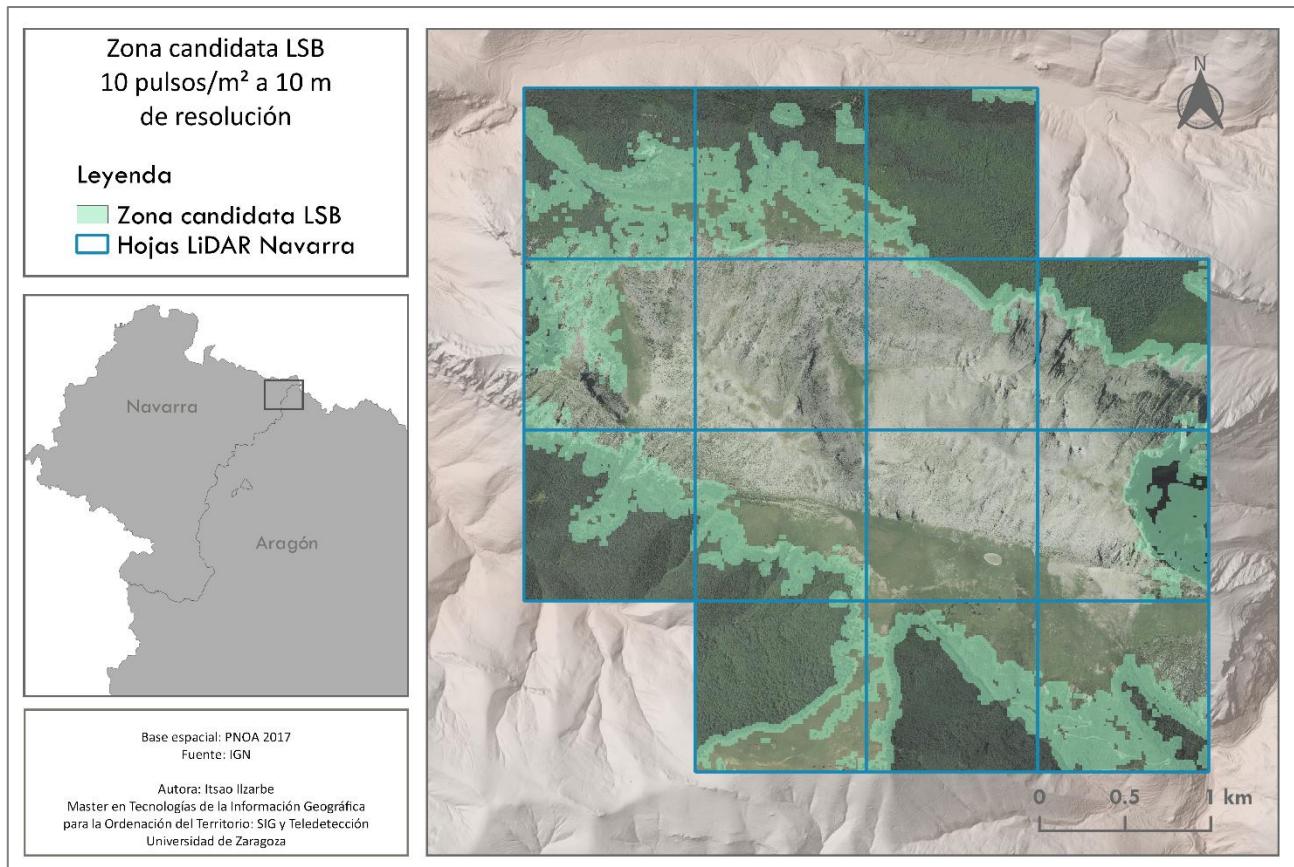
ANEXO I – LAS ZONAS CANDIDATAS A LSB CON LOS DATOS DE ARAGÓN





ANEXO II -LAS ZONAS CANDIDATAS A LSB CON LOS DATOS DE NAVARRA



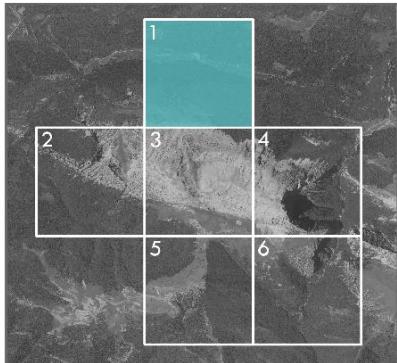


ANEXO III – RESULTADOS LSB CON LOS DATOS DE ARAGÓN POR HOJAS LIDAR

Hoja 1 - Resultado LSB
0,5 pulsos/m² a 5 m
de resolución

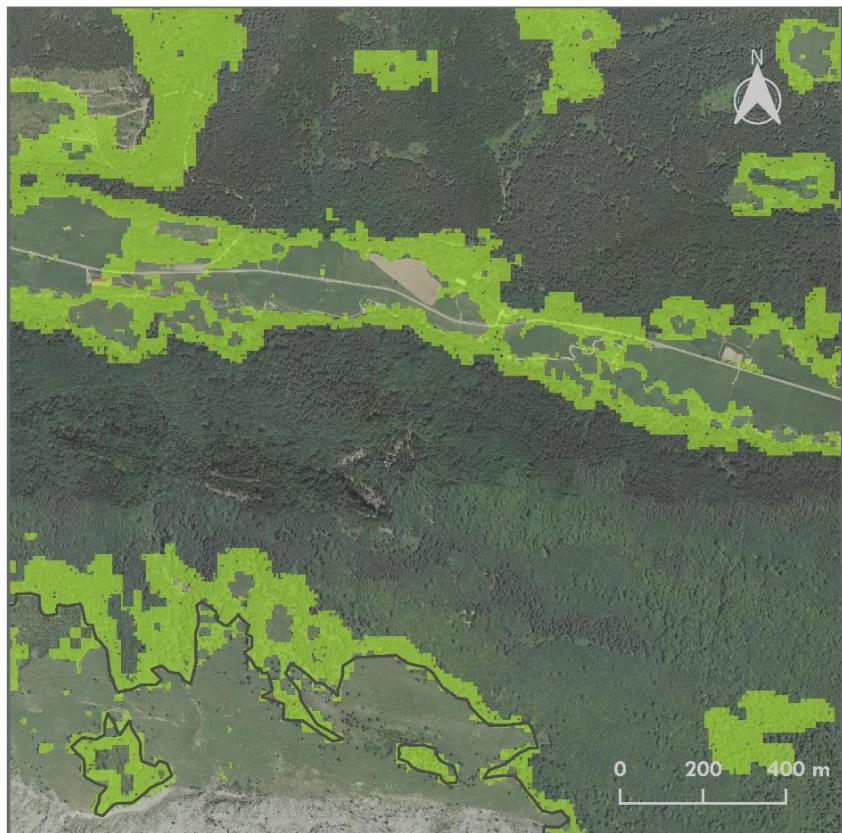
Leyenda

- Límite superior del bosque
- Validación manual



Base espacial: PNOA 2017
Fuente: IGN

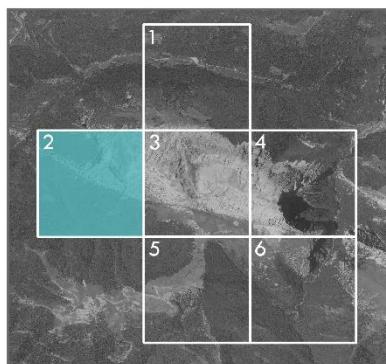
Autora: Itsao Ibarrae
Master en Tecnologías de la Información Geográfica
para la Ordenación del Territorio: SIG y Teledetección
Universidad de Zaragoza



Hoja 2 - Resultado LSB
0,5 pulsos/m² a 5 m
de resolución

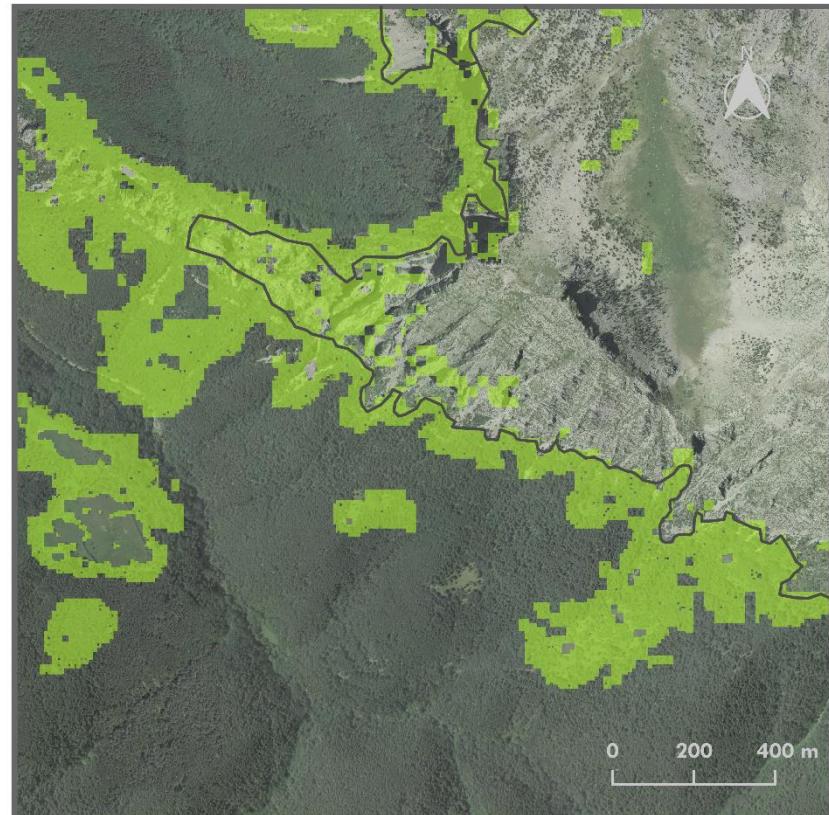
Leyenda

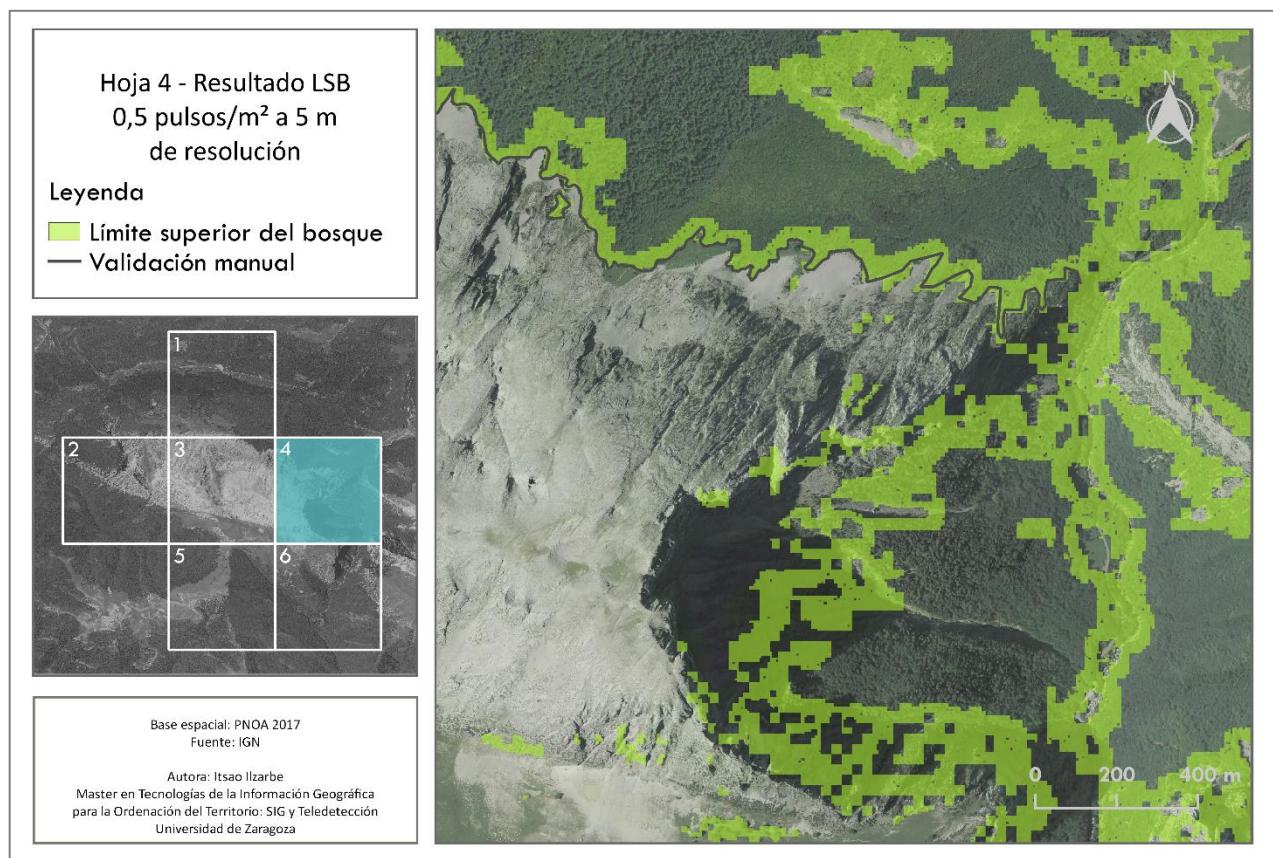
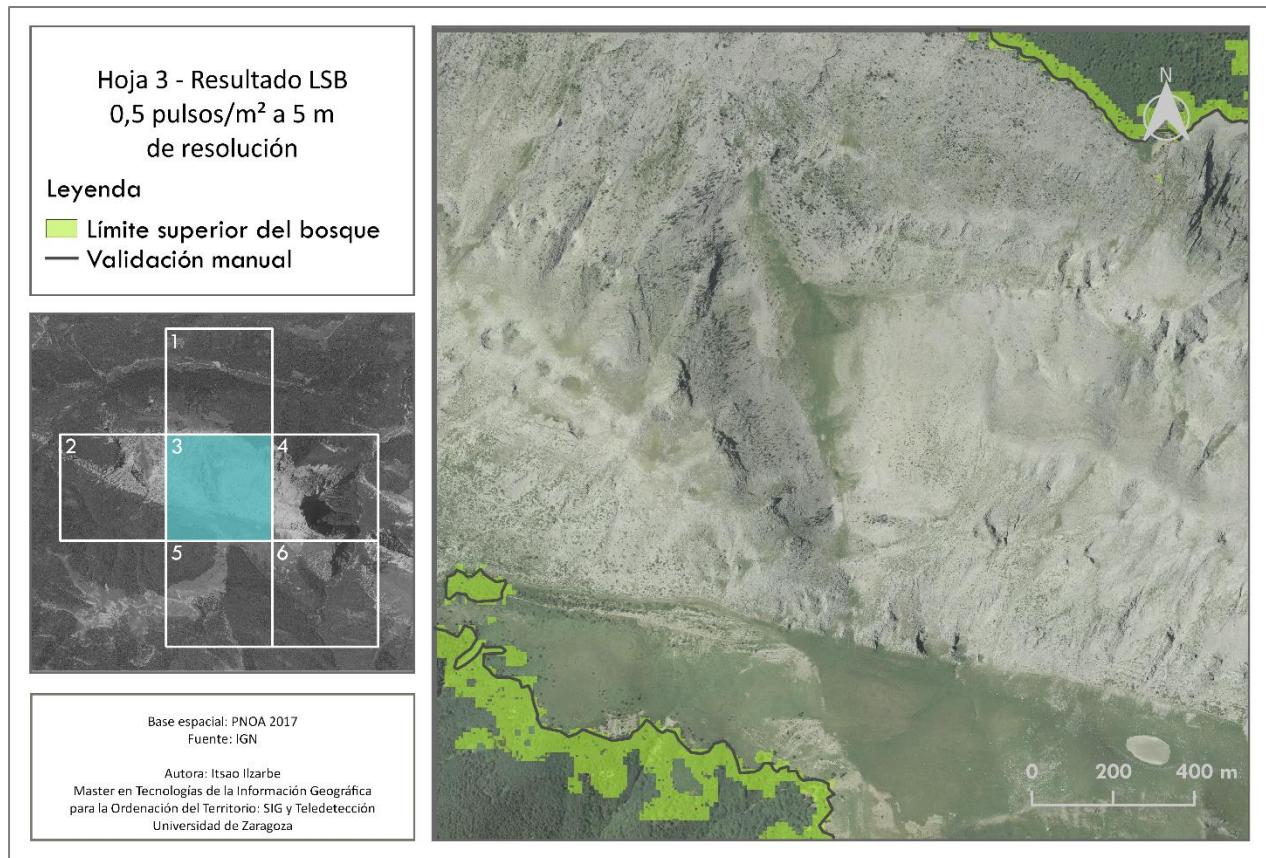
- Límite superior del bosque
- Validación manual



Base espacial: PNOA 2017
Fuente: IGN

Autora: Itsao Ibarrae
Master en Tecnologías de la Información Geográfica
para la Ordenación del Territorio: SIG y Teledetección
Universidad de Zaragoza

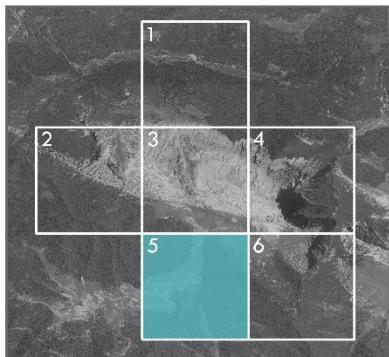




Hoja 5 - Resultado LSB
0,5 pulsos/m² a 5 m
de resolución

Leyenda

- Límite superior del bosque
- Validación manual



Base espacial: PNOA 2017
Fuente: IGN

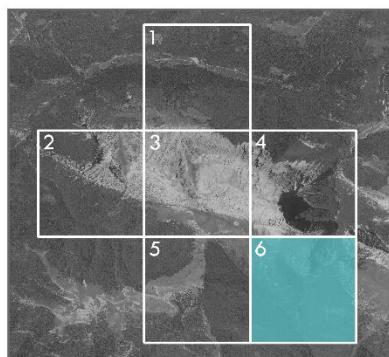
Autora: Itsao Ilzarbe
Master en Tecnologías de la Información Geográfica
para la Ordenación del Territorio: SIG y Teledetección
Universidad de Zaragoza



Hoja 6 - Resultado LSB
0,5 pulsos/m² a 5 m
de resolución

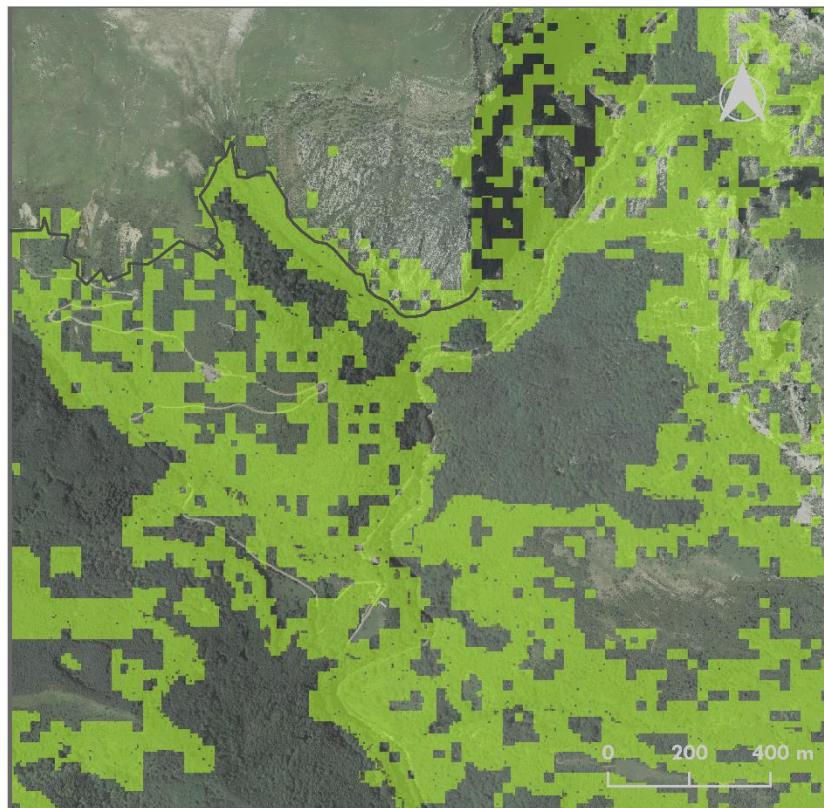
Leyenda

- Límite superior del bosque
- Validación manual

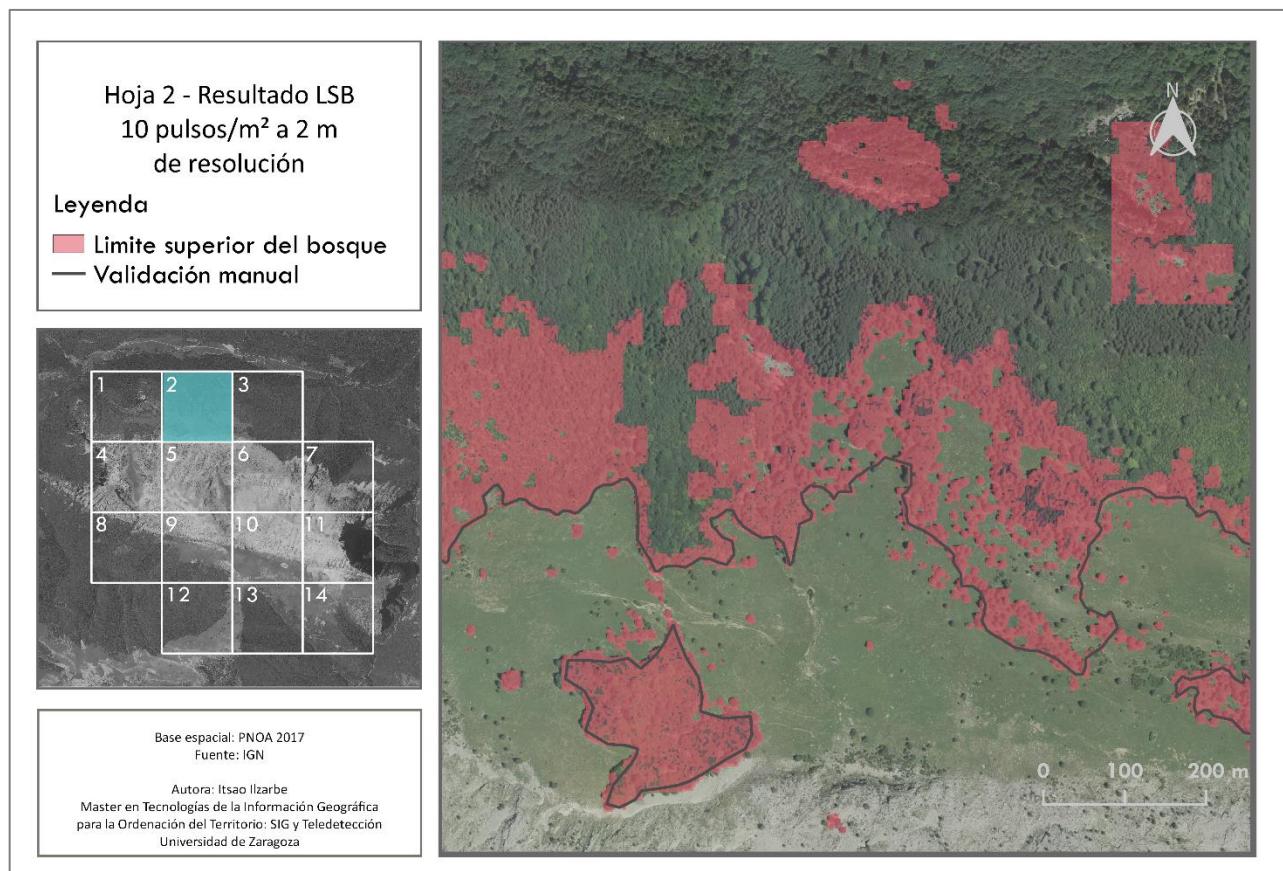
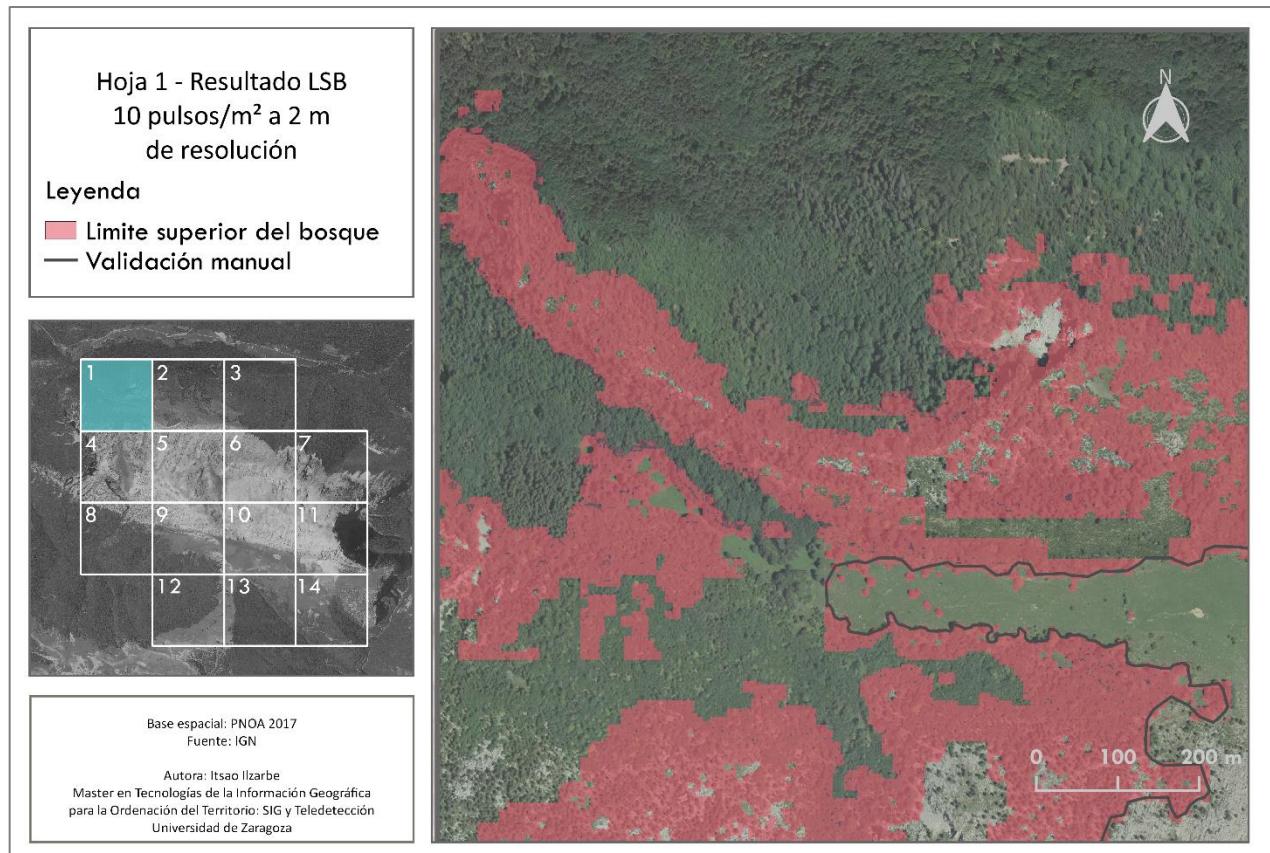


Base espacial: PNOA 2017
Fuente: IGN

Autora: Itsao Ilzarbe
Master en Tecnologías de la Información Geográfica
para la Ordenación del Territorio: SIG y Teledetección
Universidad de Zaragoza



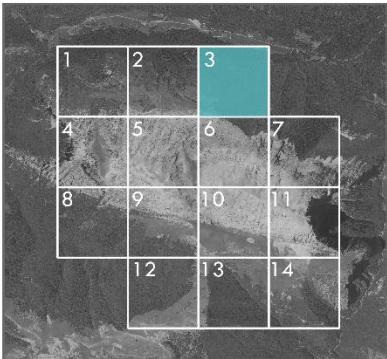
ANEXO IV - RESULTADOS LSB CON LOS DATOS DE NAVARRA POR HOJAS LIDAR



Hoja 3 - Resultado LSB
10 pulsos/m² a 2 m
de resolución

Leyenda

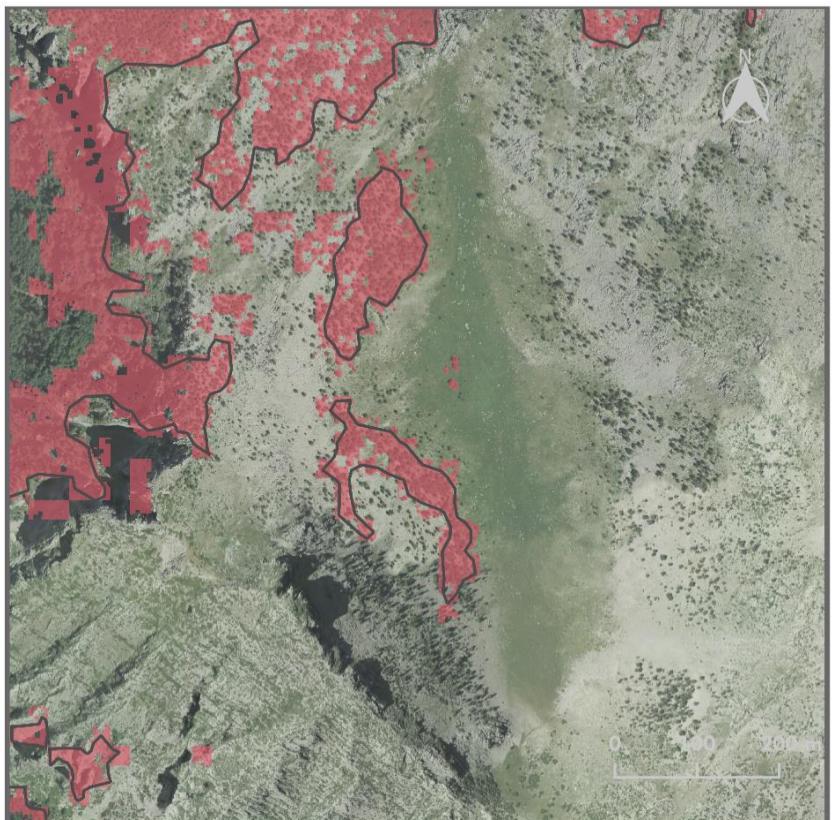
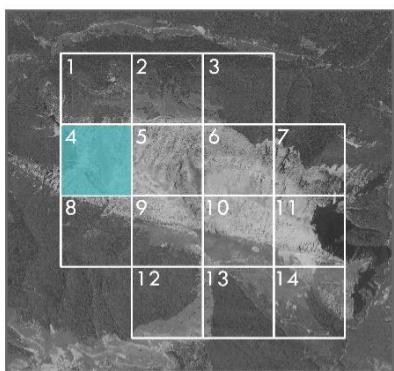
- Limite superior del bosque
- Validación manual



Hoja 4 - Resultado LSB
10 pulsos/m² a 2 m
de resolución

Leyenda

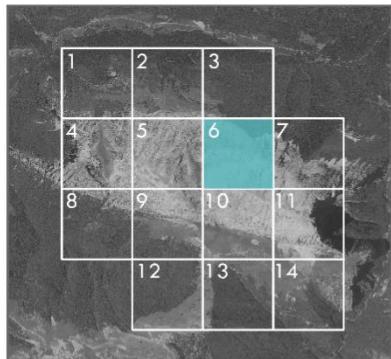
- Limite superior del bosque
- Validación manual



Hoja 6 - Resultado LSB
10 pulsos/m² a 2 m
de resolución

Leyenda

- Limite superior del bosque
- Validación manual



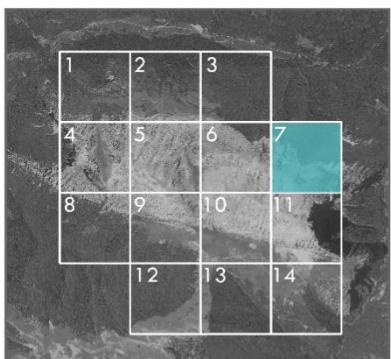
Base espacial: PNOA 2017
Fuente: IGN

Autora: Itsao Ilzarbe
Master en Tecnologías de la Información Geográfica
para la Ordenación del Territorio: SIG y Teledetección
Universidad de Zaragoza

Hoja 7 - Resultado LSB
10 pulsos/m² a 2 m
de resolución

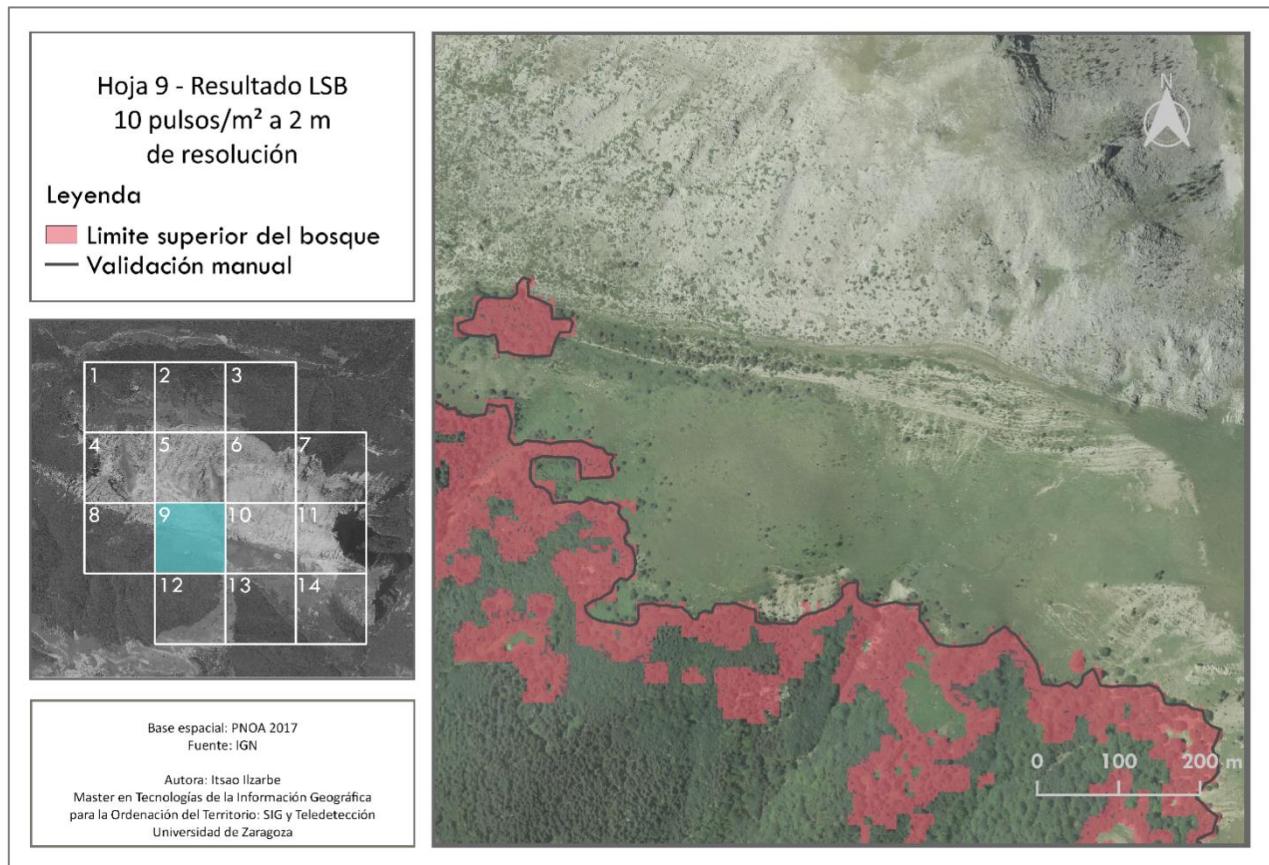
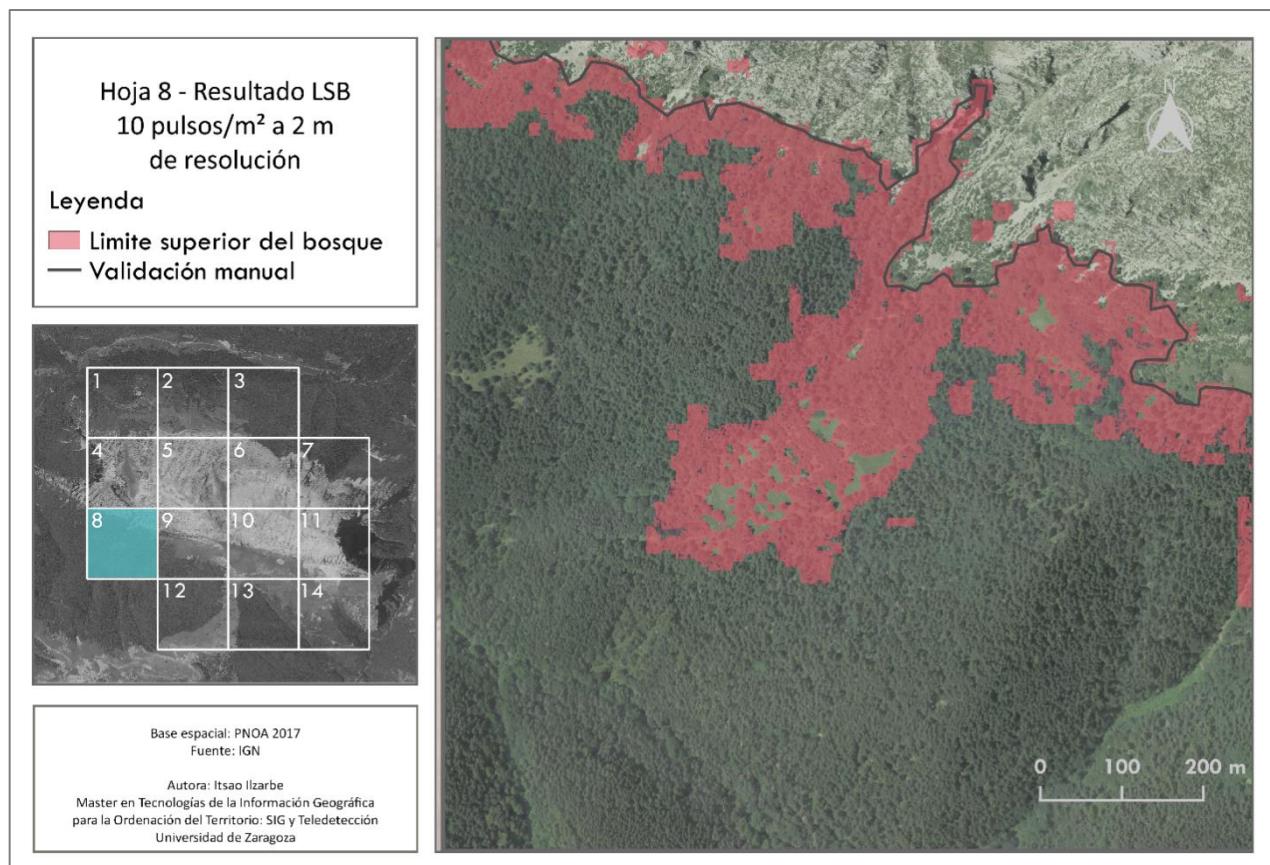
Leyenda

- Limite superior del bosque
- Validación manual



Base espacial: PNOA 2017
Fuente: IGN

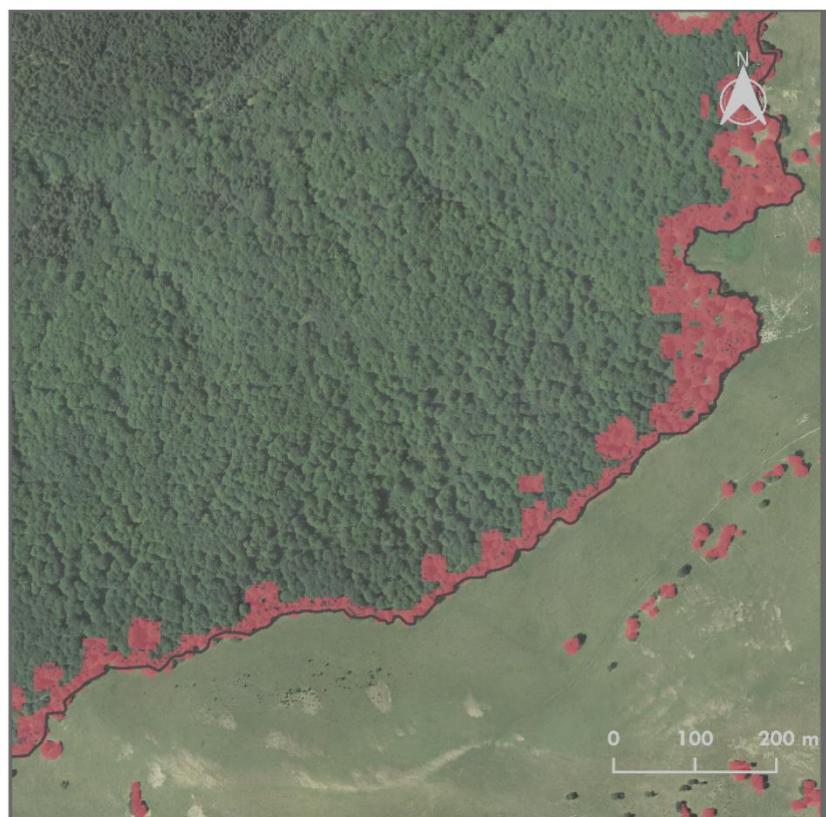
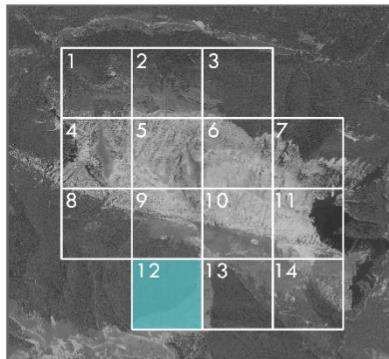
Autora: Itsao Ilzarbe
Master en Tecnologías de la Información Geográfica
para la Ordenación del Territorio: SIG y Teledetección
Universidad de Zaragoza



Hoja 12 - Resultado LSB
10 pulsos/m² a 2 m
de resolución

Leyenda

- Limite superior del bosque
- Validación manual



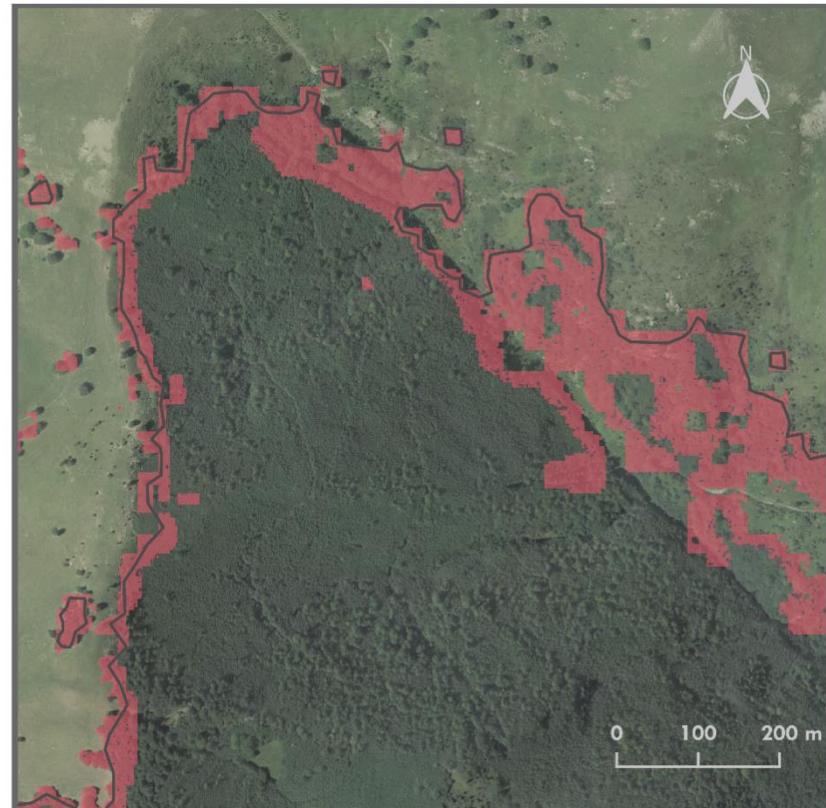
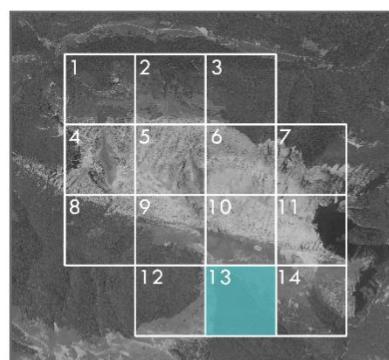
Base espacial: PNOA 2017
Fuente: IGN

Autora: Itsao Ilzarbe
Master en Tecnologías de la Información Geográfica
para la Ordenación del Territorio: SIG y Teledetección
Universidad de Zaragoza

Hoja 13 - Resultado LSB
10 pulsos/m² a 2 m
de resolución

Leyenda

- Limite superior del bosque
- Validación manual



Base espacial: PNOA 2017
Fuente: IGN

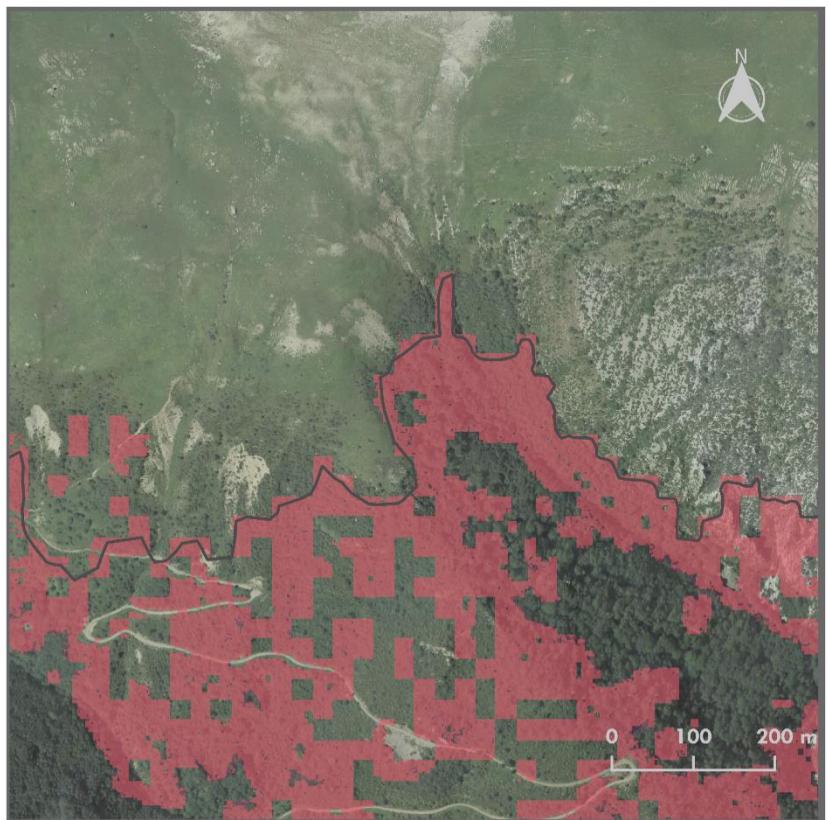
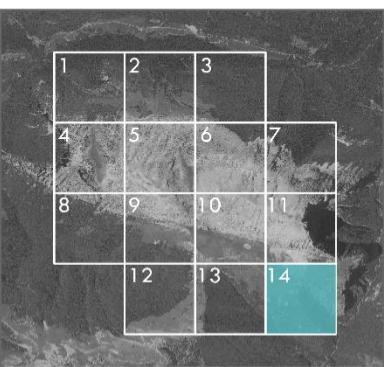
Autora: Itsao Ilzarbe
Master en Tecnologías de la Información Geográfica
para la Ordenación del Territorio: SIG y Teledetección
Universidad de Zaragoza

Hoja 14 - Resultado LSB

10 pulsos/m² a 2 m
de resolución

Leyenda

- Limite superior del bosque
- Validación manual



Base espacial: PNOA 2017
Fuente: IGN

Autora: Itsao Ilzarbe
Master en Tecnologías de la Información Geográfica
para la Ordenación del Territorio: SIG y Teledetección
Universidad de Zaragoza