

## **TRABAJO FIN DE MÁSTER**

# **EVALUACIÓN ESPACIOTEMPORAL DE LOS EFECTOS DE LA PROCESIONARIA SOBRE EL VIGOR Y EL CRECIMIENTO DE PINARES MEDITERRÁNEOS EN LA SIERRA DE GÚDAR (TE- RUEL)**

*Gabriel Sangüesa Barreda*

**Máster Universitario en Tecnologías de la información geográfica para la ordenación del territorio:  
sistemas de información geográfica y teledetección**

**Septiembre de 2012**

**Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio**

**UNIVERSIDAD DE ZARAGOZA**

## **AGRADECIMIENTOS**

En primer lugar me gustaría agradecer al Laboratorio de Sanidad Forestal de Mora de Rubielos (Departamento de Medio Ambiente; Gobierno de Aragón) el darme la oportunidad de trabajar con estos magníficos datos. Además de agradecer la ayuda prestada en los muestreos de campo.

También quiere expresar mi agradecimiento a Juan de la Riva y Alberto García (Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza) por su valiosa ayuda y sus buenos consejos a lo largo del desarrollo de este trabajo. Así como la ayuda prestada por Jesús Julio Camarero (ARAID, IPE-CSIC), y como no a los compañeros del Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC, Zaragoza). En especial a Arben Q. Alla y J. Diego Galván por su ayuda en las tareas de campo.

Además dar las gracias a mis compañeros del Máster TIG: SIG y Teledetección por todos los momentos que hemos pasado juntos en este último año.

Y por último agradecer a mi familia y amigos, por la ayuda y motivación recibida, especialmente a Silvia Lahuerta que fue de gran apoyo en todo momento.

## Resumen

*La procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa* Dennis & Schiff) es el principal defoliador invernal de los pinares mediterráneos. Las orugas de la procesionaria se alimentan de agujas durante el invierno, reduciendo el crecimiento y el vigor del árbol. Sin embargo, se desconocen sus efectos a distintas escalas espacio-temporales, ni su interacción con el estrés climático en el contexto actual de calentamiento global. Este trabajo pretende abordar estas cuestiones cuantificando las relaciones entre datos de defoliación invernal durante los últimos 40 años en diversos montes en la Sierra de Gúdar (Teruel), índices de vegetación como el Moisture Stress Index (MSI), Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI) o el Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) y datos de crecimiento secundario en seis sitios de estudio. El uso de sensores multiespectrales como es el caso de Landsat ha sido ampliamente utilizado desde décadas en el estudio de plagas y enfermedades forestales. Su resolución espacial y temporal, lo hacen idóneo en el ámbito de la sanidad forestal. Este estudio pretende marcar las pautas en el seguimiento y evaluación multitemporal de defoliaciones por procesionaria mediante el uso de índices de vegetación con este tipo de sensor. Los resultados han mostrado defoliaciones más severas y más recurrentes en las zonas ocupadas por *Pinus nigra*. En general, los índices de vegetación han sido sensibles a las defoliaciones presentes en el periodo, encontrando descensos de NDVI y SAVI en los años con mayores defoliaciones y aumentos en el caso del MSI; siendo de gran importancia las condiciones climáticas presentes en cada año. El índice de vegetación MSI es el que mejor ha reflejado las defoliaciones. Por otro lado, el NDVI y SAVI están condicionados enormemente por la precipitación de primavera del año previo, y el crecimiento secundario por la precipitación durante la primavera. El crecimiento radial se redujo en años con defoliaciones recurrentes y fuertes sequías. También, se han encontrado buenos resultados en la reducción de la componente climática en los distintos años del periodo de estudio, detectando una clara sensibilidad de las defoliaciones en el crecimiento radial y los índices de vegetación. Estos resultados pueden ayudar a la toma de medidas que mejoren la gestión de las masas afectadas.*

**Palabras Clave:** procesionaria, índices de vegetación, teledetección, Landsat, sanidad forestal y dendrocronología,

## Abstract

*The pine processionary (*Thaumetopoea pityocampa* Dennis & Schiff) is the main wintry defoliator of the Mediterranean forest. The processionary caterpillars feed on needles during winter, reducing the growth and the tree vigour. However, effects are unknown at different spatial and temporal scales and their interaction with climate stress in the current context of global warming. This paper purport to approach these issues quantifying the relationship between winter defoliation data for the last 40 years in various forests in the “Sierra de Gúdar” (Teruel), vegetation indices as Moisture Stress Index (MSI), Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI) and Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) or secondary growth data at six study sites. The use of multispectral sensors such as Landsat has been widely used for decades in the study of forest pests. Its spatial and temporal resolution, make it ideal in the field of forest health. This study aims to set the standards in the monitoring and evaluation of multitemporal processionary defoliation by using vegetation indices with Landsat images. The results have shown more severe and more recurrent defoliation and in the areas occupied by *Pinus nigra*. In general, vegetation indices are sensitive to defoliation in that period, finding falls of NDVI and SAVI in years with higher defoliation and increases for the MSI, and being of great importance in present weather conditions each year. The vegetation index MSI is reflecting the defoliation. Moreover, the NDVI and SAVI are greatly conditioned by precipitation of the spring in the previous year and secondary growth by precipitation during the spring. The radial growth decreased in years with recurrent defoliation and severe drought. Good results are also found decreasing the climate component in different years of the study period. It was detected a clear sensitivity of defoliation on radial growth and vegetation indices. These results may help to take measures to improve the management of the affected forest.*

**Key Words:** processionary, vegetation indices, remote sensing, Landsat, forest health and dendrochronology.

## Índice

1.	Introducción .....	pág. 4
1.1.	La procesionaria y sus efectos sobre el huésped .....	pág. 4
1.2.	La Teledetección y la dendrocronología como herramienta de análisis de los daños de plagas forestales.....	pág. 5
1.3.	Objetivos e hipótesis .....	pág. 6
2.	Material y métodos.....	pág. 7
2.1.	Especie de estudio .....	pág. 7
2.2.	Área de estudio.....	pág. 8
2.3.	Evaluación de las defoliaciones .....	pág. 10
2.4.	Ánálisis SIG .....	pág. 12
2.5.	Técnicas de Teledetección .....	pág. 13
2.5.1.	Imágenes de satélite .....	pág. 13
2.5.2.	Georreferenciación y evaluación de la corrección geométrica de las imágenes.....	pág. 15
2.5.3.	Cálculo de la reflectividad aparente .....	pág. 18
2.5.4.	Normalización topográfica.....	pág. 19
2.5.5.	Cálculo de los índices de vegetación.....	pág. 21
2.5.6.	Eliminación de la componente climática .....	pág. 21
2.6.	Muestreo dendrocronológico.....	pág. 21
2.7.	Métodos dendrocronológicos .....	pág. 23
2.8.	Análisis estadísticos .....	pág. 24
2.9.	Clima .....	pág. 24
3.	Resultados .....	pág. 25
3.1.	Dinámica temporal de las defoliaciones de procesionaria .....	pág. 25
3.2.	Dinámica espacial de las defoliaciones de procesionaria.....	pág. 26
3.3.	Efectos espacio-temporales de la procesionaria mediante índices de vegetación .....	pág. 28
3.4.	Relación de los índices de vegetación y el BAI con el clima .....	pág. 35
3.5.	Efectos de la procesionaria y el clima sobre el crecimiento .....	pág. 38
3.6.	Relación entre distintas variables ambientales y topográficas con las defoliaciones de procesionaria. ....	pág. 39
3.7.	Eliminación de la componente climática en los efectos de la procesionaria sobre el crecimiento y los índices de vegetación .....	pág. 42
4.	Discusión.....	pág. 46
4.1.	Respuesta de los índices de vegetación a las defoliaciones de la procesionaria .....	pág. 46
4.2.	Relación de los índices de vegetación y el crecimiento con el clima .....	pág. 48
4.3.	Efectos de la procesionaria sobre el crecimiento .....	pág. 48
4.4.	Características de las masas afectadas y medidas de gestión.....	pág. 49
4.5.	Nuevos retos .....	pág. 49
5.	Conclusiones .....	pág. 50
6.	Bibliografía.....	pág. 50

## 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1.- La procesionaria y sus efectos sobre el huésped.

La procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa* Dennis & Schiff) es un lepidóptero que en su fase larvaria se alimenta de acículas de distintas especies de pinos y cedros, pudiendo causar importantes defoliaciones en los bosques mediterráneos. Más de 500.000 hectáreas son defoliadas todos los años en España por los ataques de este insecto. En los pinares adultos la defoliación afecta negativamente al crecimiento y el vigor del árbol, mientras que en los pinares repoblados jóvenes puede incluso causar la muerte. Por ejemplo, el crecimiento longitudinal del ápice de individuos jóvenes defoliados por la procesionaria fue casi de la mitad que en pinos no defoliados en *Pinus sylvestris* (Hódar *et al.*, 2003). Por todo ello, la relevancia socioeconómica de este defoliador para el sector forestal y su papel ecológico es evidente, requiriendo un profundo conocimiento de sus efectos sobre los pinares ibéricos para promover una gestión de una forma más eficiente de las masas afectadas.

El periodo de máxima defoliación anual es el invierno, cuando las orugas de procesionaria son adultas y muestran la máxima actividad alimenticia (Montoya y Hernández, 1998). Durante este periodo anual el árbol se encuentra en parada vegetativa, por lo que no produce su muerte ni impide su posterior brotación. Sin embargo, aunque las orugas no comen las yemas, según la intensidad de la defoliación, el crecimiento y el vigor posterior será menor, ya que el árbol debe formar nuevas hojas, para lo cual utilizará prioritariamente sus reservas (Muñoz *et al.*, 2003). Pese a que las consecuencias de la defoliación previa sobre la brotación y el crecimiento posterior son manifiestas, apenas existen estudio a medio y largo plazo sobre los efectos de la defoliación sobre el crecimiento y el vigor de las áreas defoliadas a distintas escalas espacio-tiempo y su interacción con el clima.

La distribución y desarrollo de la procesionaria del pino está muy condicionada por el clima, ya que este condiciona la supervivencia y fecha de emergencias de los imágnes. En las zonas frías de clima marcadamente estacional como el interior de la Península Ibérica, las variaciones de temperatura invernales afectan a la tasa de desarrollo larvario (Démolin, 1969). Si se produce una serie sucesiva de inviernos benignos, la procesionaria podría colonizar territorios de mayor altitud, afectando a pinares que quizás previamente no habían sido nunca defoliados por este insecto. Según el IPCC (2007), se ha producido un aumento de las temperaturas medias anuales de 0,2 °C por década en el sur de Europa, este incremento de la temperatura llevan a prever una disminución de la frecuencia de inviernos fríos y un aumento de la frecuencia de los veranos cálidos. A este efecto climático se debe añadir también la extensiva repoblación con especies de pinos muy susceptibles a la defoliación de la procesionaria como *P. nigra* (Goussard *et al.*, 1999).

A corto y medio plazo, apenas se tienen datos sobre los efectos negativos de la procesionaria sobre el crecimiento, el vigor y la mortalidad de las áreas defoliadas. Tampoco se conocen los efectos sinérgicos de la defoliación y el estrés climático, como es el caso de las sequías estivales, que sí podrían contribuir a aumentar la mortalidad de individuos. En *P. brutia*, la defoliación de la procesionaria causó un crecimiento radial menor hasta de un 21% en pinos defoliados con respecto a los individuos control no defoliados (Kanat *et al.*, 2005). Otros autores encontraron en la misma especie que defoliaciones invernales consecutivas asociadas a inviernos y primaveras previos secos causaban hasta un descenso del 18 % en el crecimiento radial (Carus, 2004).



**Figura 1.1.-** Masa con árboles totalmente defoliados por procesionaria en el puerto de San Just (Teruel).  
Fotografía del autor.

## **1.2.- La teledetección y la dendrocronología como herramientas de análisis de los daños de plagas forestales.**

Los sensores remotos instalados en plataformas satelitales y aerotransportados sobre aviones han sido herramientas ampliamente utilizadas a lo largo de las últimas décadas en el seguimiento y análisis de los recursos naturales (Brockhaus y Khorram, 1992; Dengsheng *et al.*, 2002). El uso de estas técnicas ha ido en aumento durante los últimos años, debido, en parte, al importante número de satélites lanzados a órbita durante los últimos años y la mayor popularidad del uso de estas técnicas en distintos estudios (Wulder y Franklin, 2003). El interés por estas técnicas aumenta en procesos donde los costes de identificación e inventario son altos, como es el caso de las plagas forestales. La defoliación en masas forestales provoca cambios en la reflectividad de los bosques, estos cambios pueden ser usados para analizar y detectar los daños producidos por los patógenos forestales. Numerosos trabajos han analizado los daños provocados por plagas forestales en superficies extensas mediante teledetección (Franklin *et al.*, 2003; Eklundh *et al.*, 2009 y White *et al.*, 2006).

Entre la gran diversidad de sistemas y técnicas disponibles, las imágenes procedentes de sensores multiespectrales de resolución media, como es el caso del programa Landsat, han sido usadas para detectar, entre otras variables, el decaimiento y la defoliación provocada por plagas y enfermedades forestales (Brockhaus *et al.*, 1992; Blanco *et al.*, 2009, Heikkilä *et al.*, 2002 y Álvarez *et al.*, 2005). La gran resolución temporal de estos satélites (1 imagen cada 16 días), permite que sea idónea para el seguimiento de daños en el medio natural.

Existen diferentes estudios en los que se han empleado índices de vegetación como indicadores de daños forestales (Evans *et al.*, 2012). En el estudio elaborado por Vogelmann (1990) compara dos índices de vegetación como el MSI y el NDVI, encontrando mejores resultados en el primero de ellos. Cabe destacar el estudio realizado por Navarro *et al.* (2000) para el seguimiento de la procesionaria en los pinares de Andalucía empleando imágenes del sensor IRS-WIFS. En este trabajo emplea la banda del IRP y para 3 clases de defoliación consigue una clasificación adecuada del 50% de las masas, de acuerdo con la matriz de confusión empleada. Para

mejorar estos resultados propone disminuir el número de clases de defoliación, localizar con mayor precisión las áreas de entrenamiento y realizar un seguimiento multitemporal. Estos aspectos se tienen muy en cuenta en el presente documento.

Actualmente existen pocas referencias bibliográficas en España sobre la utilización de la teledetección en el análisis y detección de plagas forestales. El aumento del número de sensores y de imágenes disponibles en los últimos años, así como la generalización de los usos de imágenes de satélite supondrá el aumento del uso de este tipo de herramientas en el campo de la ecología y patología forestal. De esta forma, este trabajo establece las pautas necesarias para el empleo de este tipo de técnicas con imágenes Landsat en el análisis y estudio de un defoliador habitual en nuestros bosques como es la procesionaria.

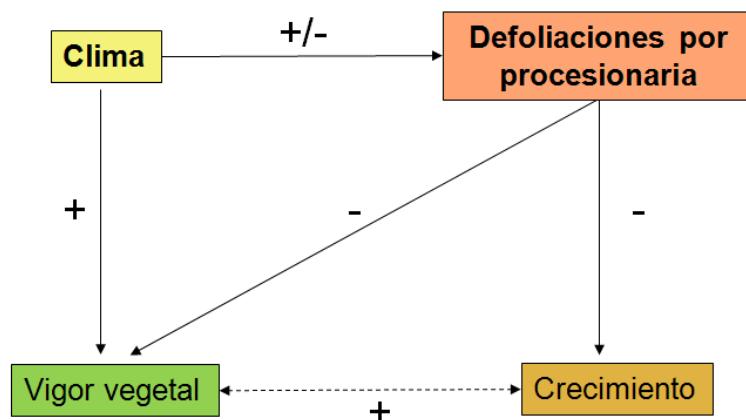
Por otro lado, para estimar los efectos de la procesionaria y el clima sobre el crecimiento secundario de los bosques propensos a defoliaciones recurrentes por procesionaria, es útil disponer de herramientas retrospectivas para poner en un contexto temporal los cambios de crecimiento. Por ello, los métodos dendrocronológicos son apropiados para evaluar estos cambios en el crecimiento secundario o radial ya que permiten cuantificar cómo varía el crecimiento en función del clima o la severidad de las defoliaciones (Kanat *et al.*, 2005; Carus, 2004).

### **1.3.- Objetivos e hipótesis.**

El principal objetivo de este trabajo es aportar datos e información para determinar los efectos de la procesionaria sobre el vigor vegetal y el crecimiento de los bosques desde una aproximación multidisciplinar, por un lado usando técnicas de teledetección (índices de vegetación) y por otro lado empleando técnicas dendrocronológicas en relación al clima. En ambos casos se compararán las defoliaciones estimadas y sus efectos con una escala visual de daños recopilada por el Laboratorio de Sanidad Forestal de Mora de Rubielos (Dept. Medio Ambiente, Gobierno de Aragón). Esta información aportará pautas de gran valor para la mejora de la gestión de masas afectadas por procesionaria. Para llevar a cabo este objetivo principal, se pretenden realizar las siguientes tareas:

- describir el patrón de distribución de los daños en el espacio y en el tiempo;
- estudiar las relaciones de los daños de la procesionaria con variables ambientales y topográficas;
- analizar, mediante índices de vegetación, la respuesta espectral de los bosques frente a las defoliaciones de procesionaria;
- determinar las relaciones existentes entre el clima y los índices de vegetación propuestos.
- evaluar el efecto de las defoliaciones sobre el crecimiento y el vigor vegetal (índices de vegetación) eliminando el componente climático en la medida de lo posible.

La hipótesis principal de este estudio es que las defoliaciones de la procesionaria pueden actuar como un factor de disminución del crecimiento y vigor de los árboles. Este efecto negativo será dependiente de la recurrencia de las defoliaciones, así como de los fenómenos climáticos extremos (sequías) en estos períodos.



**Figura 1.2.-** Esquema conceptual de los tipos de relaciones de los distintos agentes implicados.

## 2. METODOLOGÍA

### 2.1. Especie de estudio

La procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa* Dennis & Schiff., Lepidoptera: Thaumetopoeidae) es el defoliador más importante de los pinares mediterráneos, atacando a diferentes especies de pinos y cedros. Numerosas hectáreas son defoliadas todos los años en España por los ataques de este insecto. Los montes defoliados por la procesionaria pueden llegar a ser intransitables por las urticarias que producen las orugas lo que impide su disfrute. Además puede perjudicar a las actividades selvícolas, ocasionando pérdidas económicas y ecológicas (Figura 2.1).



**Figura 2.1.-** Bolsón con larvas adultas de procesionaria en el puerto de San Just (Teruel). Fotografía del autor.

Las orugas de procesionaria causan las defoliaciones en invierno, cuando se produce su máxima actividad alimenticia (Montoya y Hernández, 1998). Por lo que es en este periodo anual

cuando encontraremos los mayores daños en las masas forestales. Estas afecciones suelen producirse en los bordes de las masas y en árboles aislados, donde las mariposas de la procesionaria tienen un mejor acceso para depositar sus huevos y los bolsones con las orugas reciben una mayor insolación a lo largo del invierno (Figura 2.2). La época de máximas defoliaciones suele coincidir con la parada de la actividad vegetativa de los árboles, por lo que no se produce su muerte ni se impide su posterior brotación.



**Figura 2.2.-** Masa con defoliaciones generalizadas por procesionaria en el puerto de San Just (Teruel).  
Fotografía del autor.

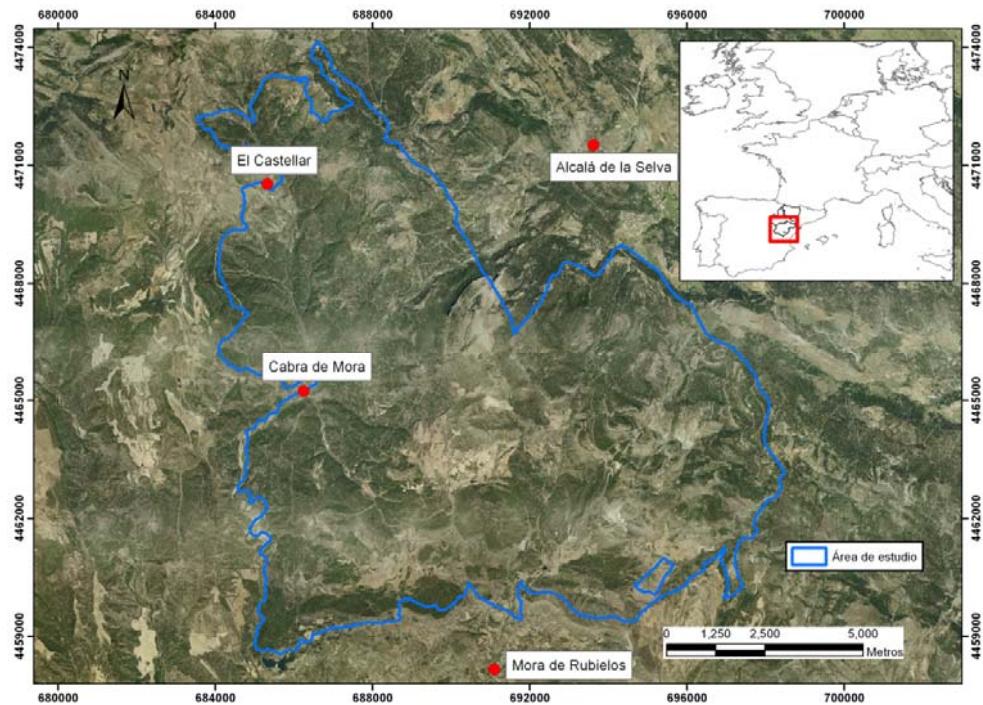
La distribución de la procesionaria del pino está muy condicionada por el clima ya que este determina la supervivencia invernal de las orugas y las fechas de emergencias de los imágos. Los bosques afectados no suelen encontrarse a elevadas altitudes, donde se encuentren temperaturas más bajas que limiten el desarrollo larvario de la especie. Por otro lado, su distribución se delimita al ámbito mediterráneo, sin llegar a estar presente en latitudes con inviernos más severos.

El grado de susceptibilidad de los pinos frente a la defoliación de la procesionaria varía en función de la especie y del tipo de masa. Aunque la procesionaria ataca a todas las especies de pinos, sus ataques suelen ser más intensos sobre repoblaciones de *P. nigra*, caracterizadas por una gran regularidad en su patrón espacial así como en su edad y componente genético (Devkota y Schmidt, 1990). El grado de susceptibilidad siguiente correspondería a *P. sylvestris*. En un segundo grado de susceptibilidad se encontrarían *P. halepensis*, *P. pinaster* y *P. pinea*. En el caso de las poblaciones de *P. sylvestris* cercanas a su límite altitudinal superior su grado de susceptibilidad es mucho menor dadas las bajas temperaturas registradas en las zonas en las que se encuentran (Montoya y Hernández, 1998). Existe además una gran variabilidad de los niveles según la estructura del pinar, la tasa de mortalidad de orugas y la potencial diapausa prolongada del defoliador, lo que afecta a la recuperación de los pinares.

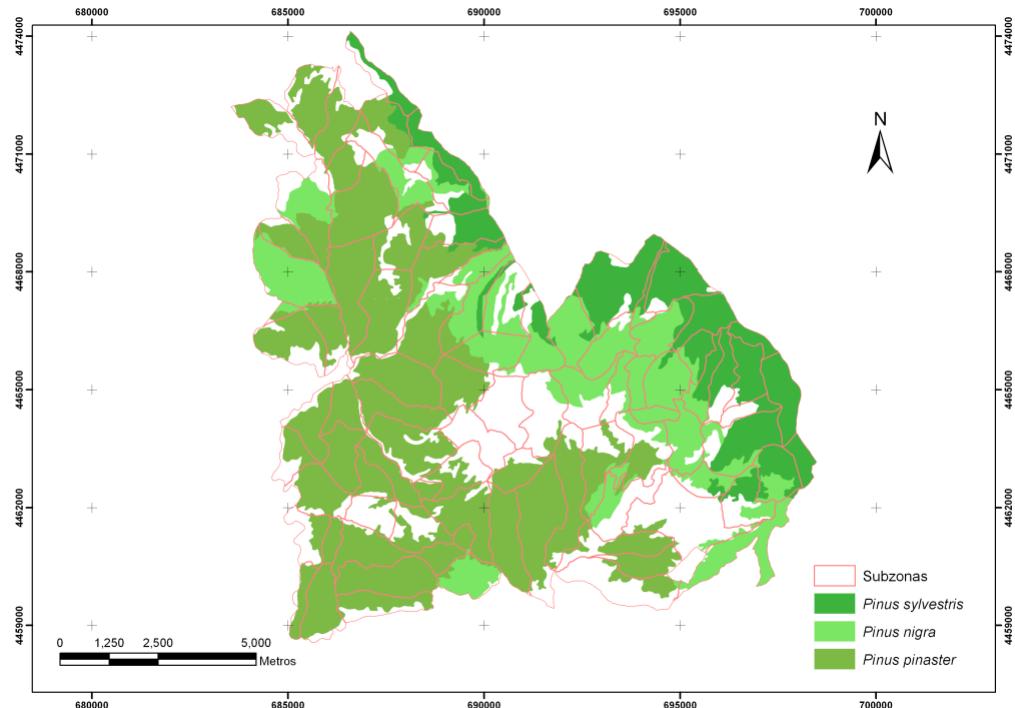
## 2.2. Área de estudio.

La Sierra de Gúdar (Teruel) es uno de los macizos montañosos con mayor valor natural de Aragón por su biodiversidad y riqueza forestal debidas a la gran diversidad de ambientes que recoge (Pitarch García, 2002). En esta zona podemos encontrar prácticamente todas las especies

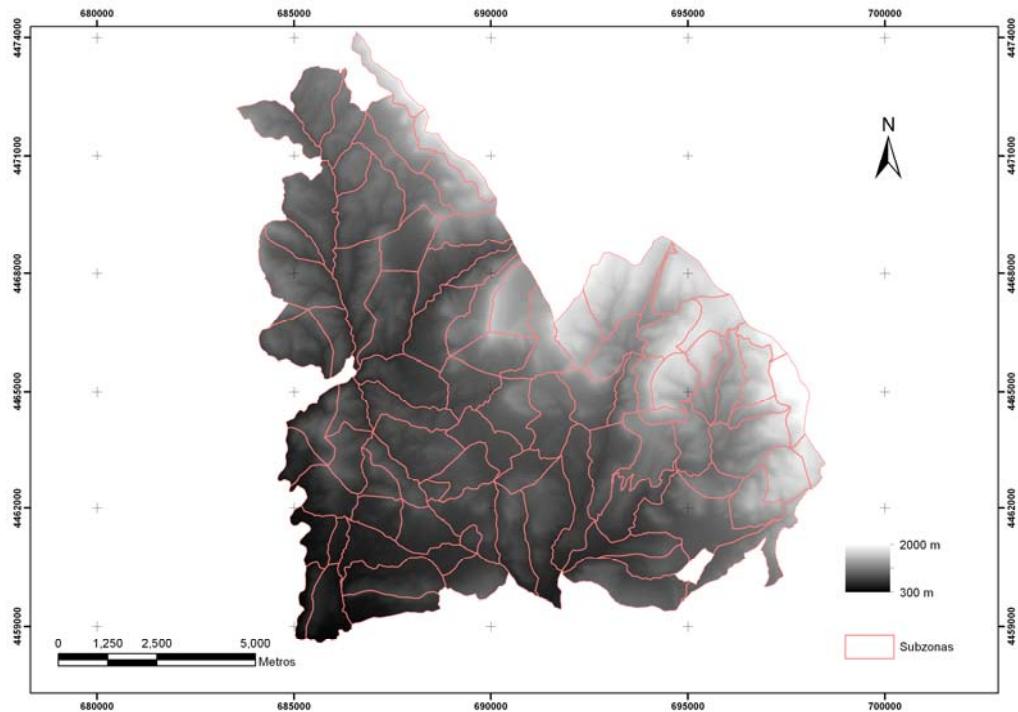
de pinos presentes en la Península, desde el *Pinus halepensis* de las zonas más bajas hasta el *Pinus uncinata* en el pico Peñarroya a 2021 metros sobre el nivel del mar, formando extensas masas de pinares de una o varias especies (Figura 2.3, 2.4 y 2.5). La intensa despoblación de los últimos 60 años ha causado el abandono de muchos campos de cultivos que han sido colonizados por diversas especies de pinos.



**Figura 2.3.-** Área de estudio sobre imagen del PNOA del 2009.



**Figura 2.4-** Distribución de las especies de pino en el área de estudio. Fuente Mapa Forestal de Aragón. Las subzonas son las delimitaciones de los organismos forestales del área de estudio.



**Figura 2.5-** Mapa de altitudes en el área de estudio. Las subzonas son las delimitaciones de los organismos forestales del área de estudio.

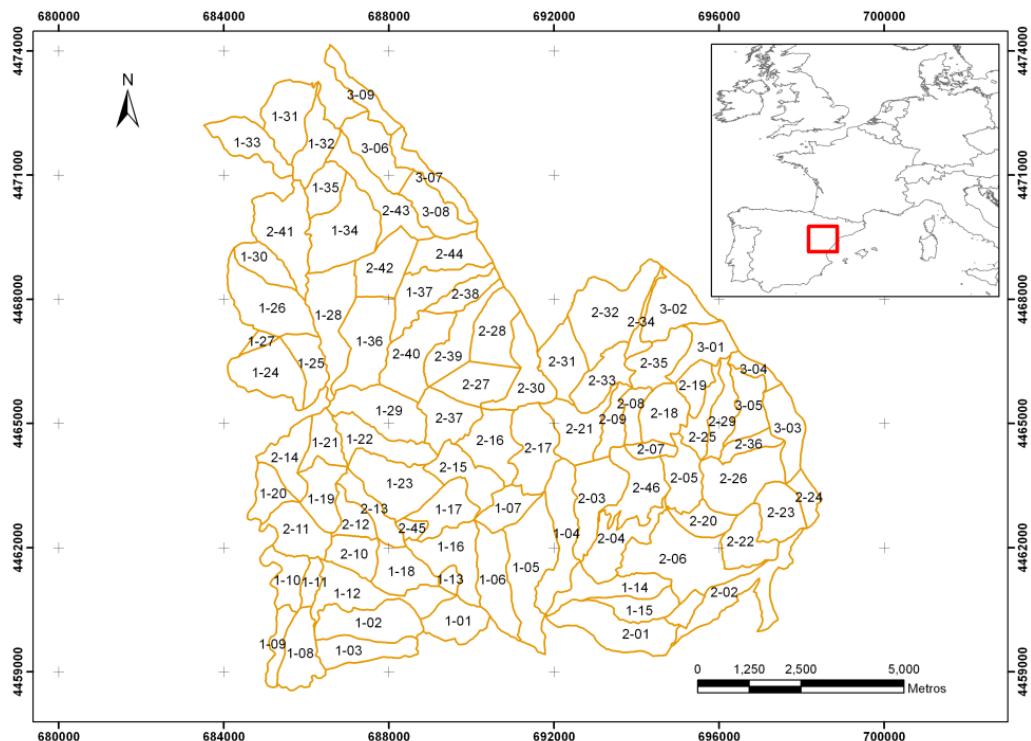
En esta zona con grandes extensiones de pinares con características ecológicas y topográficas contrastadas, es habitual la presencia de daños de procesionaria en los bosques de menor altitud. Estas condiciones ecológicas hacen de la Sierra de Gúdar el marco idóneo para este tipo de estudios. Esta zona incluye diferentes gradientes altitudinales en los que se distribuyen masas de especies más susceptibles (*P. nigra*, *P. sylvestris* en su límite inferior altitudinal) y menos susceptibles (*P. pinaster*, *P. sylvestris* en su límite superior altitudinal) a la defoliación de la procesionaria (Figura 2.4).

### 2.3. Evaluación de las defoliaciones.

Este estudio está basado en los datos recogidos por el Laboratorio de Sanidad Forestal de Mora de Rubielos (Dept. Medio Ambiente, Gobierno de Aragón), que desde 1970 hasta la actualidad realiza un seguimiento anual de los daños causados por la procesionaria en los distintos bosques de la zona. Para la evaluación de las defoliaciones se utilizan las subzonas delimitadas por los organismos forestales en función de criterio selvícolas y dasocráticos (Figura 2.6). Al finalizar cada invierno establecen un valor de 0 a 5 para cada una de las subzonas en función de los daños máximos presentes. Esta escala de daños está basada en los seis niveles visuales de infestación propuesta por Montoya y Hernández (1998):

- 0, ninguna o algunas colonias muy diseminadas;
- 1, algunas colonias en bordes de la masa, claros y pies aislados;
- 2, bastantes colonias en bordes y claros, y algunas por el centro de la masa, las zonas de borde y los pinos aislados quedan parcialmente defoliados;
- 3, defoliaciones parciales en bordes y pies aislados, y bastantes colonias por el centro de la masa;
- 4, defoliaciones muy fuertes en bordes y pies aislados, y parciales en el resto de la masa;
- 5, defoliaciones muy fuertes en toda la masa.

Posteriormente tras análisis estadísticos y con el objetivo de tener un mayor tamaño muestral, se modificó dicha escala y se agruparon los valores iniciales en tres clases: 1 (valores originales 0 y 1), 2 (2 y 3) y 3 (4 y 5).



**Figura 2.6-** Delimitación de las subzonas.



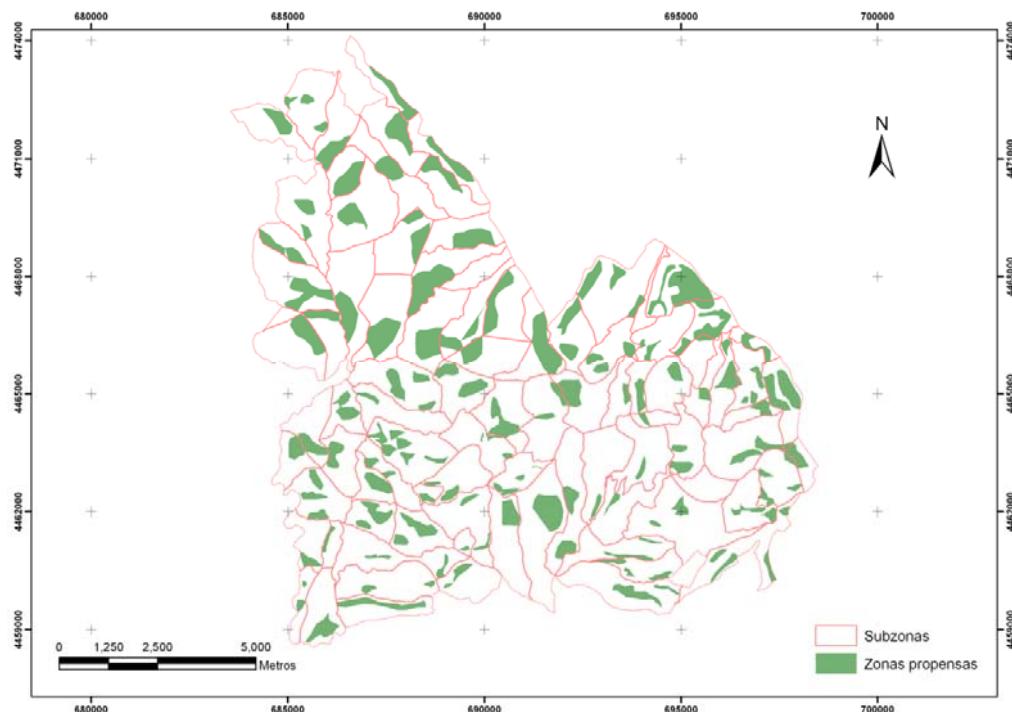
**Figura 2.7-** Masa con grado de defoliación 5, fuerte defoliación en toda la masa en el puerto de San Just (Teruel). Fotografía del autor.

## 2.4. Análisis SIG.

Para el entendimiento y caracterización del fenómeno se realizaron numerosas operaciones y procesos con Sistemas de Información Geográfica:

- En primer lugar, con los datos del Mapa Forestal de Aragón, mediante una selección por atributos y su posterior exportación, se obtuvieron distintas capas con la distribución de las distintas especies de pinos presentes en el área de estudio (Figura 2.4). Posteriormente se obtuvo la superficie ocupada por cada especie de pino en cada subzona.
- En segundo lugar calculamos distintos estadísticos con la ayuda de una hoja EXCEL:
  - Daño medio para cada subzona en el periodo de estudio.
  - Daño máximo.
  - Suma de daños en todo el periodo para cada subzona.
  - Número de años con defoliaciones severas (escala de daños original 4 y 5.)Este documento se unió a la capa original mediante un “join”, con el campo en común “subzona”, y se exportó como una nueva capa.
- En tercer lugar, con la ayuda de un modelo digital de elevaciones de 20 metros de precisión elaborado por el Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), se obtuvo la altitud media para cada una de las subzonas (Figura 2.5).
- En cuarto lugar se realizó un mapa de pendientes y de orientaciones y se obtuvo la pendiente media y orientación en cada subzona. También se calcularon otros parámetros como la superficie o el perímetro.
- Como anteriormente se ha comentado, los mayores daños se encuentran en los bordes de las masas y en individuos aislados. Por ello, mediante la ayuda de las ortofotos del PNOA de 2009, con la herramienta de edición se realizó una capa con las áreas dentro de las subzonas que cumplían estas características (Figura 2.8). Esta capa es la que posteriormente se empleó para extraer los datos de teledetección.

En todos los análisis SIG se empleó el software ArcGIS 10 (ESRI, Nueva York, USA).



**Figura 2.8-** Zonas delimitadas como propensas a los ataques de la procesionaria.

## 2.5. Técnicas de teledetección

### 2.5.1. Imágenes de satélite

Para el correcto análisis de la información y la detección del fenómeno era necesario un sensor con una amplia colección de imágenes y con una resolución espacial adecuada. Por ello se optó por el uso de sensores del programa Landsat con imágenes desde 1972 hasta la actualidad y una resolución espacial de 30 metros en el óptico en el caso de TM y ETM. Las imágenes fueron adquiridas a través del servicio geológico de los EEUU (USGS) (<http://earthexplorer.usgs.gov/>; <http://glovis.usgs.gov/>). El código de la escena es el 199/032. Además, se utilizaron dos imágenes de 2008 y 2009 procedentes del Plan Nacional de Teledetección (PNT; Villa *et al.*, 2005).

Se tomaron imágenes adecuadas del área de estudio para el mayor número posible de años dentro del periodo de los datos (1970-2011). Todas las imágenes utilizadas han sido adquiridas entre el 1 de marzo y el 10 de mayo. Esta fecha es previa a la brotación de las yemas de los pinos en esta zona. La fecha escogida se circscribe al final del invierno, periodo de más daños, que coincide con el final del periodo larvario, donde las orugas de procesionaria presentan una gran voracidad. Tras realizar una búsqueda exhaustiva se obtuvieron un total de 10 imágenes adecuadas (Tabla 2.1).

**Tabla 2.1.-** Características de las imágenes utilizadas.

Fecha de adquisición	Sensor	Origen de la imagen
9 Mayo 1987	L5	USGS
20 Abril 1992	L5	USGS
1 Marzo 2000	L5	USGS
19 Febrero 2002	L7	USGS
10 Marzo 2003	L7	USGS
13 Marzo 2007	L5	USGS
2 Mayo 2008	L5	PNT
5 Mayo 2009	L5	PNT
6 Abril 2010	L5	USGS
9 Abril 2011	L5	USGS

L5 = Landsat 5; L7 = Landsat 7

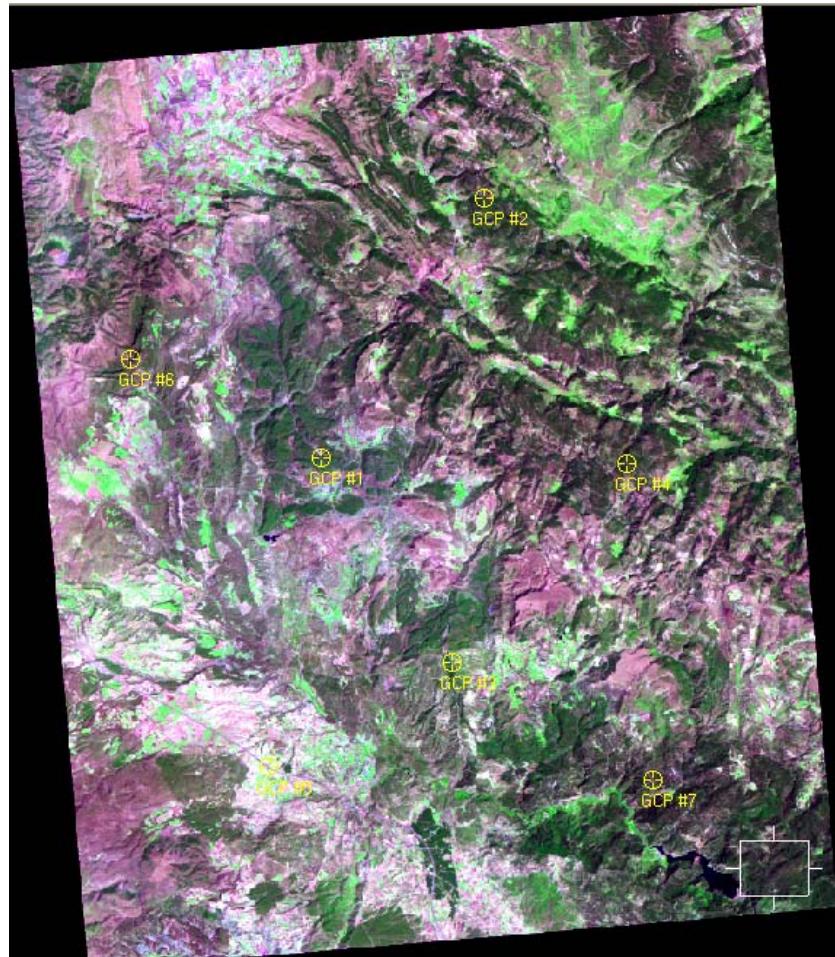
### 2.5.2. Georreferenciación y evaluación de la corrección geométrica de las imágenes

Las dos imágenes de 2008 y 2009 procedentes del PNT carecían de georreferenciación. Para solucionarlo se establecieron puntos de control, puntos comunes entre la imagen original y la imagen con proyección cartográfica (Figura 2.9). En este caso se utilizó como referencia las ortofotos del PNOA del 2009 y 2006, con una resolución espacial de 0.5 metros. Estas ortofotos están disponibles en el servicio WMS del Gobierno de Aragón (<http://sitar.aragon.es/servicios-wms.htm>). Para una escena completa Landsat con este nivel de complejidad y una superficie de 49758.2 km<sup>2</sup> es necesario alrededor de 120 puntos de control. Para el tamaño del área de estudio que es de 2014.9 km<sup>2</sup> y de similar complejidad, se estima que se necesita aproximadamente 7 puntos.

Se delimitan los puntos de control siguiendo los criterios estándar, claramente identificables en la imagen y en la ortofoto de referencia, en zonas no sujetas a cambios y distribuidos uniformemente a lo largo de todo el área, con un RMSE inferior a 1 píxel. Para el cálculo de las funciones de transformación se utiliza un modelo polinomial de grado 2. La transferencia de los ND originales a la posición corregida se realiza con un tamaño de píxel similar en todas las imágenes

de 30 metros y con método de transferencia del “vecino más próximo” (*Nearest neighbour*). Tanto en las ortofotos de referencia como en todas las imágenes el sistema de coordenadas utilizado es el UTM WGS 1984 (código EPSG 32630).

Para todo el proceso de la georreferenciación de las imágenes se utilizó el software ERDAS IMAGINE 2010 (ERDAS, Atlanta, USA), y para la visualización de las ortofotos WMS del SITAR se utilizó el software ArcGIS 10 (ESRI, Nueva York, USA).



**Figura 2.9-** Puntos de control (amarillo) establecidos en la georreferenciación sobre la imagen de mayo del 2008. Composición 743, sensor *Landsat TM 5*.

Posteriormente se realizó la evaluación de la corrección geométrica, tanto de las imágenes anteriormente georreferenciadas como de las imágenes del USGS. Para ello, con la utilización de la herramienta de georreferenciación del software ERDAS 2010, se compararon las coordenadas presentes en la imagen en los mismos puntos de control anteriormente utilizados con las coordenadas de la ortofoto de referencia. En todos los casos se obtuvo un RMSE muy inferior al píxel (30 m; Tabla 2.2).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - x_j)^2} \quad (1)$$

donde  $x_i$  son las coordenadas de la ortofoto de referencia y  $x_j$  son las coordenadas observadas en la imagen.

**Tabla 2.2.-** Evaluación de la corrección geométricas de las imágenes.

Fecha de adquisición	RMSE (m)
9 Mayo 1987	5.44
20 Abril 1992	7.95
1 Marzo 2000	14.91
19 Febrero 2002	19.77
10 Marzo 2003	7.32
13 Marzo 2007	9.65
2 Mayo 2008	13.89
5 Mayo 2009	10.53
6 Abril 2010	4.47
9 Abril 2011	8.33

### 2.5.3. Cálculo de la reflectividad aparente

El siguiente paso consiste en la conversión de los ND (niveles digitales) presentes en las imágenes originales a una variable física con un significado estándar, la reflectividad aparente. Esta variable nos permite comparar los valores de un mismo sensor a lo largo del tiempo y entre distintos sensores. Por ello, este paso es imprescindible en la comparación de imágenes multi-temporales.

Para la obtención de la reflectividad aparente es importante resolver la acción de distintos factores, los referentes al propio sensor (calibración de las radiancias, ángulo de iluminación y adquisición), así como de otros elementos del ambiente (dispersión atmosférica).

Para ello, en primer lugar calculamos la radiancia espectral, que es la energía electromagnética recogida por el sensor por metro cuadrado, por ángulo sólido de medida (estéreo-radián) y por longitud de onda, cuya unidad es ( $\text{W m}^{-2} \text{ sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$ ). De esta forma, en Landsat TM y ETM+ la relación entre los ND de la imagen y la radiancia espectral en cada banda queda controlada por la siguiente expresión:

$$L_\lambda = G * ND + B \quad (2)$$

donde:  $L_\lambda$  es la radiancia espectral de una longitud de onda ( $\text{W m}^{-2} \text{ sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$ ),  $G$  es la ganancia (*gain*) y  $b$  es el sesgo o constante (*bias o offset*). Estos parámetros *gain* y *offset* aparecen en los ficheros de cabecera de las imágenes originales y son proporcionados por el distribuidor de la imagen.

En algunas imágenes no aparecen directamente los valores de *bias* y *offset*, por lo que es necesario aplicar la fórmula de Chander *et al.* (2009):

$$L_\lambda = \left( \frac{LMAX_\lambda - LMIN_\lambda}{Q_{cal\ max} - Q_{cal\ min}} \right) (Q_{cal} - Q_{cal\ min}) + LMIN_\lambda \quad (3)$$

donde:

$L_\lambda$  es la radiancia espectral de una longitud de onda ( $\text{W m}^{-2} \text{ sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$ ).

$Q_{cal}$  es la cuantificación del valor del píxel calibrado (ND).

$Q_{cal\ min}$  es la calibración mínima cuantificada para el valor del píxel correspondiente a  $LMIN_\lambda$  (ND).

$Q_{calmax}$  es calibración máxima cuantificada para el valor del píxel correspondiente a  $LMAX_{\lambda}$  (ND).

$LMIN_{\lambda}$  es la radiancia espectral del sensor que es escalada a  $Q_{calmin}$  ( $\text{W m}^{-2} \text{ sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$ ).

$LMAX_{\lambda}$  es la radiancia espectral del sensor que es escalada a  $Q_{calmax}$  ( $\text{W m}^{-2} \text{ sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$ ).

Todos estos parámetros aparecen en los ficheros de cabecera de la imagen. A continuación calculamos la reflectividad aparente en la superficie terrestre, para ello tenemos que aplicar la siguiente fórmula:

$$\rho_T = \frac{(L_{\lambda} - L_a) * d^2 * \pi}{E_{0\lambda} * \cos \theta_{sol} * \tau_1 * \tau_0} \quad (4)$$

donde:

$L_{\lambda}$  es la radiancia en una determinada longitud de onda.

$L_a$  es la radiancia debida a la dispersión de la atmósfera en una determinada banda.

$d^2$  es el factor corrector de la distancia tierra-sol.

$E_{0\lambda}$  es la irradiancia solar en el techo de la atmósfera en una determinada longitud de onda.

$\cos \theta_{sol}$  es el coseno del ángulo cenital solar.

$\tau_1$  es la transmisividad del flujo incidente en una determinada banda.

$\tau_0$  es la transmisividad del flujo ascendente en una determinada banda.

Para la aplicación de esta fórmula necesitamos estimar la radiancia debida a la dispersión atmosférica. Para ello aplicamos el método basado en el objeto oscuro (*dark object*). Este método fue planteado por Chavez en 1975, con sucesivas mejoras (Chavez, 1975; 1988 y 1996). El punto de partida del método consiste en asumir que las áreas cubiertas con materiales de fuerte absorbividad (agua, zonas en sombra), deberían presentar una radiancia espectral muy próxima a cero. En la práctica, el histograma de los ND de la imagen siempre presenta un mínimo superior a ese valor, que se atribuye al efecto de la dispersión atmosférica. Asimismo, se observa que ese valor mínimo es mayor en las bandas más cortas, disminuyendo hacia el IRC y el SWIR. Ya que nuestra área de estudio cuenta con sombras topográficas y masas de agua, aplicamos este método determinando los ND mínimos en este tipo de cubiertas y para cada longitud de onda.

Para el cálculo del factor corrector de la distancia tierra-sol ( $d^2$ ), aplicamos la siguiente fórmula:

$$d^2 = (1 + 0.01674 * (\operatorname{sen}(2\pi * (J - 93.5) / J_m)))^2 \quad (5)$$

donde:

$J$  es el día Juliano

$J_m$  son el número de días del año

En el cálculo de la irradiancia solar en el techo de la atmósfera  $E_{0\lambda}$  empleamos los valores propuestos por Chander *et al.* (2009), que recomienda los siguientes valores para los sensores empleados en este estudio (Tabla 2.3).

**Tabla 2.3.-** Valores de irradiancia solar en el techo de la atmósfera para TM y ETM+

Banda	1	2	3	4	5	7
TM	1983	1796	1536	1031	220.0	83.44
ETM+ E0	1997	1812	1533	1039	230.8	84.90

Los valores del coseno del ángulo cenital solar ( $\cos \theta_{sol}$ ) los encontramos en los ficheros de cabecera de la imagen.

Por último la transmisividad del flujo incidente y ascendente ( $\tau_i$  y  $\tau_o$ ) empleamos los valores estándares recomendados por el Plan Nacional de Teledetección para las bandas de TM y ETM+ en condiciones de atmósfera despejada (0= transmisividad nula, y 1= transmisividad máxima; Tabla 2.4)

**Tabla 2.4-** Valores de transmisividad del flujo incidente para TM y ETM+.

Banda	1	2	3	4	5	7
TM/ETM+	0.70	0.78	0.85	0.91	0.95	0.97

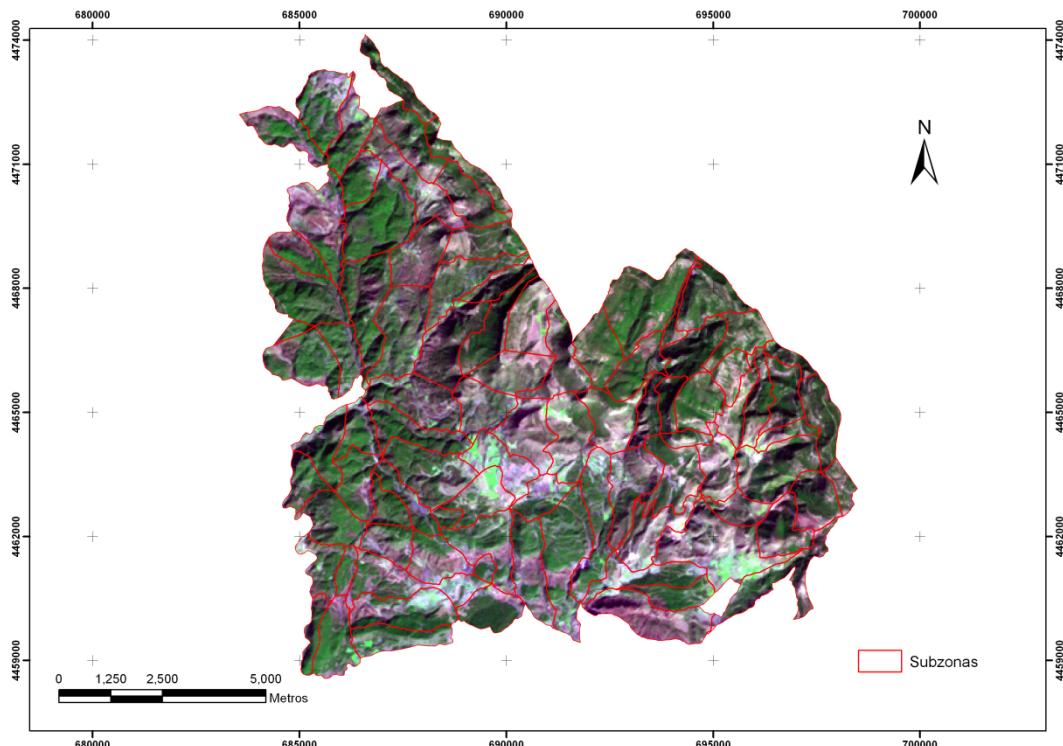
- Los valores de las bandas 1-4 son los propuestos por Chavez (1996).

- Los valores de las bandas 5 y 7 son los propuestos por Gilabert *et al.* (1994).

Todas las operaciones las realizamos con el software de tratamiento digital de imágenes ERDAS IMAGINE 2010 (ERDAS, Atlanta, USA).

La reflectividad aparente expresa ya la relación existente entre la energía incidente y la energía reflejada. Su valor varía entre 0 (no refleja nada) y 1 (la superficie refleja toda la energía electromagnética que le llega) (Figura 2.10)

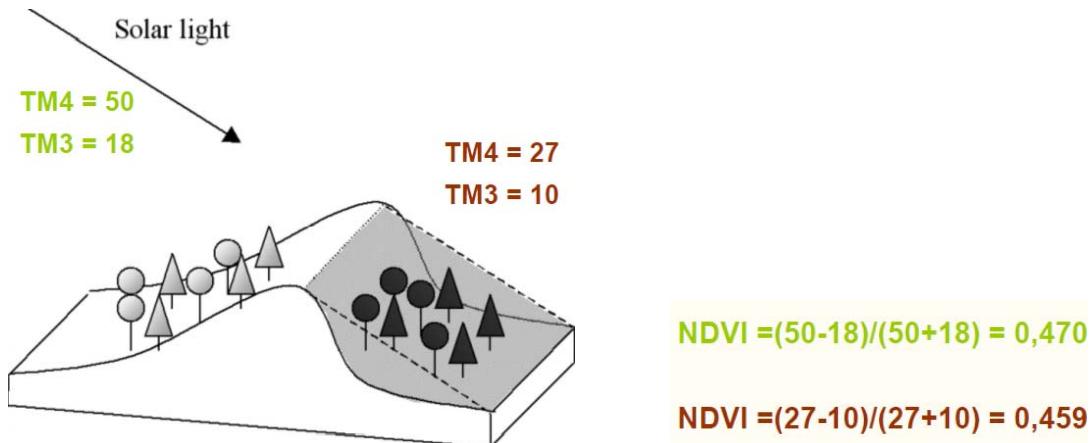
Se denomina “aparente” porque, para su cálculo, se asume dos principios: 1) que la superficie observada es plana (pendiente inferior al 5% y 2) que todas las cubiertas presentes reflejan la energía por igual en todas las direcciones (superficies lambertianas) (Figura 2.10).



**Figura 2.10.-** Imagen del área de estudio en Marzo del 2007. Composición 743, sensor Landsat TM 5.

#### 2.5.4. Normalización topográfica

El principal fin de los análisis de teledetección desarrollados en este trabajo es el cálculo de índices de vegetación que nos permitan evaluar las defoliaciones de procesionaria en su dimensión espacial. Todos los índices empleados son cocientes entre bandas, por lo que al tratarse de la comparación de píxeles en similares condiciones de iluminación y topografía, las distorsiones se minimizan (Figura 2.11)



**Figura 2.11.-** Minimización de los efectos de la topografía y la iluminación en el cálculo de índices de vegetación con cocientes entre bandas. Fuente: material docente Máster TIG Zaragoza.

No obstante y para cerciorarnos que, en esta área de estudio, los valores son similares, se ha realizado una normalización topográfica para una de las imágenes mediante dos métodos distintos y se han observado los resultados obtenidos. De esta forma, se ha escogido la imagen de marzo del 2007 y se ha realizado una normalización topográfica por el método lambertiano y el método de Minnaert. En ambos casos para el cálculo de la imagen de iluminación se ha empleado un modelo digital de elevaciones (mde) elaborado por el Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), de 20 metros de resolución.

El método de normalización topográfica lambertiano es el propuesto por Tellet *et al.* (1982), este método asume que todas las superficies tienen un comportamiento isotrópico, es decir, que refleja la energía incidente por igual en todas las direcciones y en todas las longitudes de onda.

El segundo método empleado es la normalización topográfica por el método de Minnaert, en concreto hemos usado la versión de Colby (1991), que asume que las superficies tienen un comportamiento anisotrópico debido a su rugosidad, es decir, que la reflectividad no se produce por igual en todas las direcciones y en todas las longitudes de onda. La constante de la  $k$  de Minnaert es la que controla la difusividad de la superficie. En este trabajo se ha asumido un único valor para todas la imagen, pero diferente para cada banda de observación.

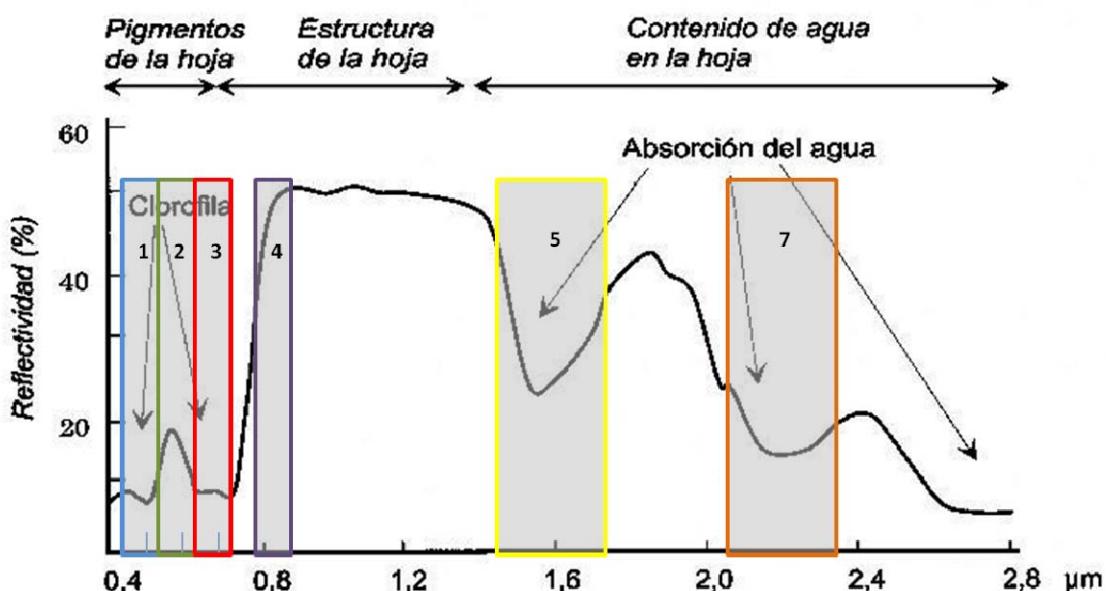
Por último se calculó un índice de vegetación ampliamente utilizado y normalizado como el NDVI para las dos imágenes resultado de las normalizaciones (Tabla 2.5). Observamos cómo las diferencias entre los valores de NDVI obtenidos por la imagen de reflectividad aparente son muy similares a los presentados por los otros dos métodos planteados. Tras realizar esta prueba se optó por elaborar los índices de vegetación con los valores de reflectividad aparente para el resto de las imágenes.

**Tabla 2.5** Valores de NDVI y su error estándar de la imagen de reflectividad aparente y dos métodos de normalización topográfica, para la imagen de Marzo de 2007.

Índice de vegetación	NDVI
Refletividad aparente	$0.5321 \pm 0.0668$
Método Lambertiano	$0.5331 \pm 0.0756$
Método de Minnaert	$0.5346 \pm 0.0754$

### 2.5.5. Cálculo de los índices de vegetación.

Los índices de vegetación (IV) nos permiten una mejor discriminación entre dos cubiertas con comportamiento reflectivo muy distinto. Además permite minimizar el efecto del relieve (pendiente y orientación), ya que al realizar cocientes entre bandas comparamos píxeles en condiciones similares. Los IV están basados en el diferente comportamiento radiométrico de la vegetación a lo largo del espectro (Figura 2.12). Existen multitud de IV (Bannari *et al.*, 1995). En este trabajo se ha optado por el empleo de algunos prácticos y con resultados satisfactorios en otros trabajos similares (Evans *et al.*, 2012). De esta forma, con los valores de reflectividad aparente, se han calculado los siguientes: NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index*) y MSI (*Moisture Stress Index*).



**Figura 2.12.-** Firma espectral de la vegetación sana y bandas de utilidad en el estudio del sensor *Landsat TM* y *ETM+*. Modificado de [wikiagro.com](http://wikiagro.com)

#### 2.5.5.1. NDVI (Normalized Difference Vegetation Index).

Propuesto originalmente por Rouse *et al.* (1974):

$$NDVI_i = \frac{\rho_{i,IRC} - \rho_{i,R}}{\rho_{i,IRC} + \rho_{i,R}} \quad (6)$$

donde  $\rho_{i,IRC}$  y  $\rho_{i,R}$  indican las reflectividades del píxel  $i$  en la banda del infrarrojo cercano (IRC) y del rojo (R). Estos valores se obtienen a partir de las reflectividades de las bandas 4 y 3 para los sensores TM y ETM+ utilizados en este estudio (Figura 2.11).

El NDVI está basado en el diferente comportamiento espectral de la vegetación en la banda del R (0.6 a 0.7  $\mu\text{m}$ ) y el IRC (0.7 a 1.1  $\mu\text{m}$ ). Ya que, mientras en la banda del R en el visible, los pigmentos de la hoja absorben la mayor parte de la energía que reciben, estas sustancias apenas afectan al IRC. La elevada reflectividad en el IRC se debe, por un lado, a la baja absorbtividad de las clorofillas, y, por otro, a la estructura celular interna de la hoja. Estructuras celulares bien definidas dispersan la mayor parte de la radiación incidente en este intervalo de longitudes de onda (Horler *et al.*, 1983).

El contraste entre estas dos regiones del espectro permite separar con relativa claridad la vegetación sana de la afectada por otras patologías. Cualquier estrés en la vegetación modificará el comportamiento espectral en estas regiones del espectro. Pinos defoliados por procesionaria experimentarán un menor nivel clorofílico y, en consecuencia, una menor absorbtividad en la banda del rojo. Además, el deterioro de la estructura celular de las acículas que han sido devoradas parcialmente ocasionará una reducción de la reflectividad en el IRC.

Una característica interesante del NDVI es que varía entre -1 y 1, lo que facilita su interpretación. Se puede señalar como umbral crítico para cubiertas vegetales en condiciones normales un valor de NDVI de alrededor a 0.1 y de vegetación densa sana entre 0.4 y 0.6.

#### 2.5.5.2. SAVI (Soil Adjusted Vegetation Index).

Uno de los factores que modifica notablemente el comportamiento del NDVI es la proporción de vegetación/suelo observada por el sensor. De esta forma valores similares de NDVI pueden corresponder a cubiertas vigorosas pero poco densas, o a cubiertas densas con menor vitalidad. Por ello Huete (1988) propuso introducir este factor suelo mediante un parámetro (L) en la fórmula del NDVI:

$$SAVI_{i,j} = \frac{\rho_{i,j,IRC} - \rho_{i,j,R}}{\rho_{i,j,IRC} + \rho_{i,j,R} + L} (1 + L) \quad (7)$$

donde L, indica una constante para ajustar la línea vegetación-suelo al origen. En otro trabajo el autor indica un posible valor de en torno a 0.5 para densidades intermedias (Huete *et al.*, 1994). En este trabajo se ha optado por el empleo de este valor, ya que la zona se caracteriza por la presencia de grandes superficies de pinares, pero poco densos y con claros de suelo con vegetación de menor porte.

Como se ha comentado anteriormente la procesionaria ocasiona los mayores daños en los bordes de las masas, donde habitualmente encontramos una menor densidad que en zonas más internas del bosque. Por todo ello, este índice nos puede permitir minimizar el efecto del suelo en la observación y realizar una evaluación de la defoliación más precisa.

#### 2.5.5.3. MSI (Moisture Stress Index).

$$MSI = \frac{IRM}{IRC} \quad (8)$$

donde IRM, es el infrarrojo medio, y IRC, es el infrarrojo cercano. Concretamente las bandas 5 y 4 en los sensores TM y ETM+ utilizados en este estudio.

Se basa en el hecho de que en el IRM se observa mejor la variación del contenido de agua de las acículas y por lo tanto permite observar mejor el estrés hídrico de la vegetación. Además este índice considera el IRC por lo que tiene en cuenta las variaciones de vigor vegetal. De esta forma, valores altos de MSI muestran píxeles de vegetación con una menor vigorosidad.

En el caso concreto de este estudio, las acículas devoradas por la procesionaria pierden el contenido de humedad rápidamente. Además una defoliación severa disminuye fuertemente el vigor vegetal del árbol. Por todo ello es esperable que árboles afectados por la procesionaria muestren valores más altos de este índice.

#### 2.5.6. Eliminación de la componente climática.

Con el objetivo de mejorar el análisis de los efectos de la procesionaria sobre los bosques, realizamos una aproximación de la eliminación de la componente climática para los distintos índices de vegetación

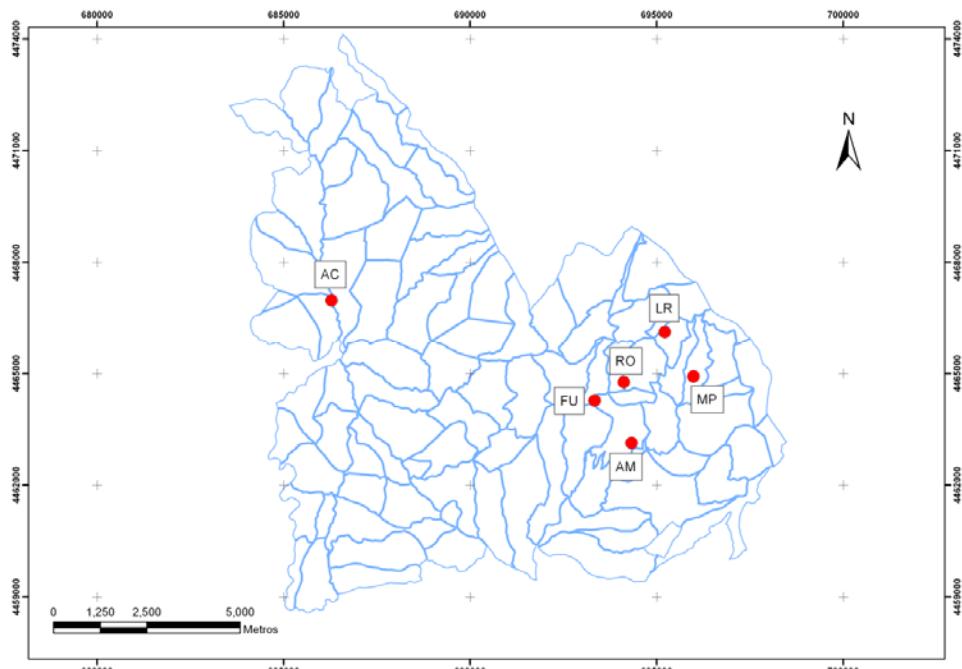
Para ello, se realizó la media de los valores para cada uno de los índices en las subzonas sin defoliaciones observadas para cada año, este valor obtenido será propio de las condiciones climáticas de ese año. Posteriormente el valor anterior se restó a cada uno de los valores obtenidos para cada índice, obteniendo únicamente el efecto propio de las defoliaciones de la procesionaria para cada subzona y año.

Ejemplo:  $NDVI(\text{Defoliación} + \text{Clima}) - NDVI(\text{Clima}) = NDVI(\text{Defoliación})$ . (9)

### 2.6. Muestreo dendrocronológico.

Los datos de teledetección se completaron con un muestreo dendrocronológico en algunas de las subzonas con mayores daños a lo largo del periodo de estudio. De esta forma con este tipo de análisis, obtenemos datos del fenómeno a escala árbol, complementando los datos espaciales de la teledetección.

Se muestrearon seis subzonas con defoliaciones severas recurrentes y con presencia dominante de *Pinus nigra*, la especie más susceptible a los ataques. Los muestreos se llevaron a cabo a lo largo del mes de Julio del 2012 (Figura 2.13.)



**Figura 2.13.-** Sitios de muestreo dendrocronológico. Los códigos corresponden a los sitios de la Tabla 2.6.

La comunidad dominante en estas subzonas son pinares de *Pinus nigra* mezclados en ocasiones con *Pinus sylvestris* con sabina (*Juniperus thurifera* L.), enebro (*Juniperus communis* L.) y otras especies leñosas (*Berberis vulgaris* L., *Genista scorpius* L., *Helleborus foetidus* L., *Lavandula* spp., *Eryngium campestre* L.) propias de sustratos calcáreos (Pitarch García, 2002).

Los sitios de muestreo se encuentran en el piso supramediterráneo y oromediterráneo, reciben precipitaciones medias anuales entre 600 y 700 mm que correspondería a un ombroclima subhúmedo (Peña Monné *et al.*, 2002), siendo los meses más secos julio, diciembre y enero y los más lluviosos mayo y octubre. Estas precipitaciones pueden ser en forma de nieve desde noviembre hasta abril. Respecto a las temperaturas, los meses en los cuales se registran los valores máximos son junio y agosto con medias en torno a 23 °C y con máximas absolutas de hasta 35 °C. Los meses más fríos son diciembre y enero con temperaturas medias de hasta -5 °C y con valores de mínimos absolutos que pueden alcanzar hasta -25 °C. Las heladas son frecuentes desde octubre hasta abril.

Respecto al tipo de suelo, en todas las zonas de muestreo encontramos un suelo poco profundo con una pedregosidad media-alta de origen calcáreo, como consecuencia de la meteorización por procesos físicos y procesos químicos.

Para el estudio dendroecológico, se trajeron testigos cilíndricos de madera en dirección radial (“core”, Fig. 2.14, Tabla 2.6). La extracción de los testigos se realizaba a 1,3 m de altura mediante barrena Pressler en árboles con Dbh superior a 15 cm. Se extraían al menos dos testigos radiales por árbol en la dirección perpendicular a la máxima pendiente para evitar la presencia de madera de reacción.

**Tabla 2.6.-** Características de las áreas de muestreo.

Sitio (código)	UTM (X)	UTM (Y)	Altitud (m)	Pendiente (°)	Número de cores
Alto de Mora (AM)	693991	4463069	1564	13.3	24
Fuendenarices (FU)	693603	4465003	1098	12.8	24
Masía Peñarroya (MP)	696212	4465573	1543	13.4	22
Las Roquetas (RO)	694833	4465555	1308	16.1	24
Las Roquetas 2 (LR)	695589	4466439	1414	19.3	20
Alto de Cabra (AC)	685896	4467021	1256	14.0	20

Sistema de coordenadas: UTM WGS 1984 (código EPSG 32630).



**Figura 2.14.-** Foto de un testigo radial de madera (“core”).

## 2.7. Métodos dendrocronológicos

Se secaron los testigos de madera en el laboratorio a temperatura ambiente y se pegaron en guías de madera con cola blanca de forma que las traqueidas se dispusieran en posición lo más vertical posible. Para la correcta visualización de los anillos los testigos se lijaron con lijas de grano sucesivamente más finas.

La datación cruzada o sincronización (*cross-dating*) es el proceso más laborioso e importante en dendrocronología (Stokes y Smiley, 1968; Yamaguchi, 1991). La datación cruzada consiste en la sincronización de muestras de madera de distintos individuos de la misma especie y zona mediante el reconocimiento de las secuencias características de crecimiento radial. En general, se requiere muestrear un mínimo de 12-15 individuos por sitio tomando al menos dos muestras radiales por individuo (Fritts, 1976). Se establecen así anillos característicos que suelen aparecer en la mayoría de las muestras en el mismo año y sirven así para datarlas. Por ejemplo, los anillos de los años 1981, 1994 y 2005 eran estrechos en la mayoría de los árboles muestreados mientras que el anillo del año 1975 solía presentar madera tardía estrecha. La datación cruzada permite asignar un año a cada anillo con precisión y evitar los problemas derivados de la existencia de anillos falsos, dobles o de anillos “perdidos” generados por el crecimiento secundario incompleto o irregular en todo el perímetro del tronco.

El siguiente proceso es la medición de la anchura de los anillos de las muestras de madera. Para dicha medición se empleó una lupa binocular (Leica MZ 125) y un medidor semiautomático LINTAB-TSAP (Frank Rinn, Heidelberg, Alemania) y se midieron los anillos con una resolución de 0,01 mm. Una vez realizadas las medidas, la datación visual inicial fue evaluada mediante el programa COFECHA (Holmes, 1983), que permite relacionar las distintas muestras a distintos intervalos de tiempo y encuentra las dataciones con mayor correlación entre muestras.

Para cuantificar y estudiar las diferencias en el crecimiento radial de los árboles con una diferente abundancia de muérdago se realizaron diversos análisis. Primero, se calculó el incremento anual de área basimétrica (BAI) para cada árbol:

$$BAI = \pi(R_t^2 - R_{t-1}^2) \quad (10)$$

donde  $R$  es el radio del árbol y  $t$  es el año de formación del anillo de crecimiento. Se obtuvo el promedio del BAI de los árboles para cada sitio de muestreo. El BAI es una variable que no presenta los problemas de tendencia decreciente de la anchura del anillo al aumentar el tamaño y la edad del árbol y es además una variable con significado funcional más claro que la anchura del anillo ya que suele relacionarse con el área transpirante y fotosintética del árbol así como con su vigor (Duchesne *et al.*, 2002). Es esperable que un árbol con una gran defoliación presente un menor BAI que otro sin presencia de procesionaria.

Con el objetivo de mejorar la evaluación de las defoliaciones eliminamos la componente climática de las mediciones de BAI. Para ello procedemos a restar los valores de BAI para un sitio de muestreo con defoliaciones severas recurrentes como es AM, con registro de otros sitios sin defoliaciones para ese año, de acuerdo a la siguiente aproximación:

$$BAI(\text{Defoliación} + \text{Clima}) - BAI(\text{Clima}) = BAI(\text{Defoliación}). \quad (11)$$

Todos los sitios de muestreo están muy cercanos entre sí (Figura 2.13.). Por lo que se espera que su respuesta climática sea semejante.

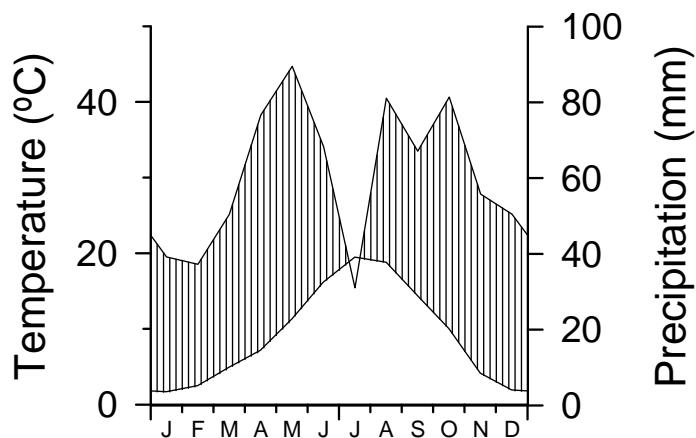
## 2.8. Análisis estadísticos

Se obtuvieron los valores medios de distintas variables ambientales y topográficas para cada subzona y para cada año con datos de teledetección (MSI, SAVI; NDVI, grado de defoliación, perímetro, superficie, altitud, pendiente, superficie con *Pinus nigra*, superficie con *Pinus sylvestris* y superficie con *Pinus pinaster*). Para detectar si existen diferencias significativas entre las distintas variables y los grados de defoliación, se realizó una comparación entre estos grupos. Este análisis se realizó mediante ANOVAs de un factor (grado de defoliación) en el caso de variables cuantitativas que siguieran distribuciones normales y cumplieran la prueba de homogeneidad de varianzas. En el caso de variables que no cumplieran estos supuestos se ha usado el test no paramétrico de la  $U$  de Mann-Whitney (Sokal y Rohlf, 1995).

Por otra parte se cuantificó la relación existente entre distintas variables mediante correlaciones de Pearson ( $r$ ) o de Spearman ( $r_s$ ), en función de que las variables sean cuantitativas y sigan una distribución normal o sean semi-cuantitativas, respectivamente. Todos los análisis estadísticos mencionados hasta aquí se realizaron con el programa SPSS 15.0. (SPSS Inc., Chicago, IL, USA).

## 2.9. Clima

Para cuantificar la relación entre el crecimiento secundario y los índices de vegetación con el clima, se construyó una serie climática regional a partir de los datos meteorológicos de la estación de Mora de Rubielos, la más cercana al área de estudio (Figura 2.15.). La media regional se construyó usando la subrutina MET dentro del paquete de programas *Dendrochronology Program Library* (Wigley *et al.*, 1984; Holmes, 1994). La homogeneidad de los datos climáticos usados se evaluó utilizando la subrutina HOM del citado paquete de programas.



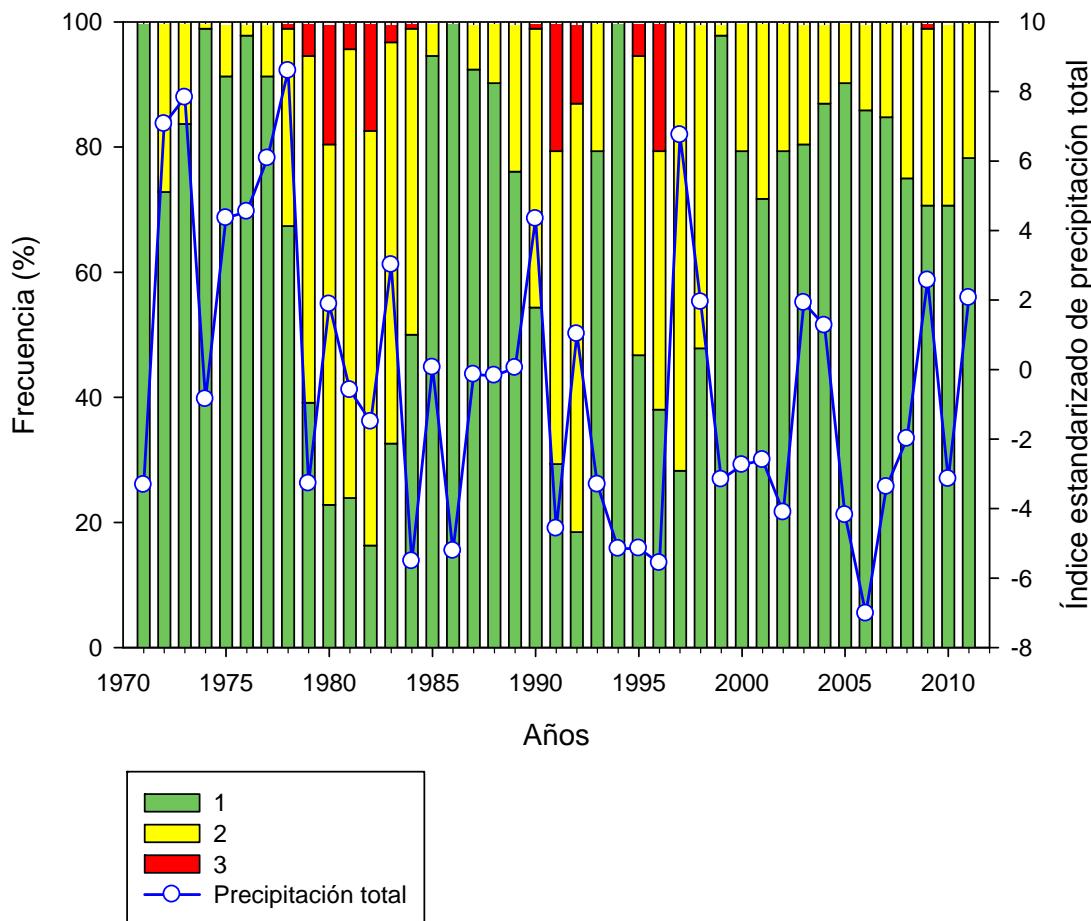
**Figura 2.15.-** Diagrama climático de Mora de Rubielos para el periodo de 1970 al 2010.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Dinámica temporal de las defoliaciones de procesionaria

La zona de estudio se caracteriza por presentar defoliaciones recurrentes de diferente severidad a lo largo del periodo de estudio (Figura 3.1.). Desde el inicio de la toma de datos encontramos cuatro periodos en los que aparecen defoliaciones severas (nivel 3), en los años 78-84, 90-92, 95-96 y el año 2009. El máximo de daños se alcanzó en 1991, con el 20% de las subzonas defoliadas con un nivel 3, y un 29% con nivel 2. En todo el periodo de estudio encontramos tres años sin defoliaciones o de escasa importancia, los años 71, 86 y 94.

Por otro lado, observamos el índice estandarizado de precipitación total para todos los años (Figura 3.1.). El clima es una variable tremadamente importante en el vigor y crecimiento de los bosques, esta variable nos ayuda a caracterizar la “calidad climática” de cada uno de los años del periodo de estudio. De esta forma, encontramos sequías severas en los años 84, 86, 91, 94-96 y en 05-06 (Figura 3.1.).

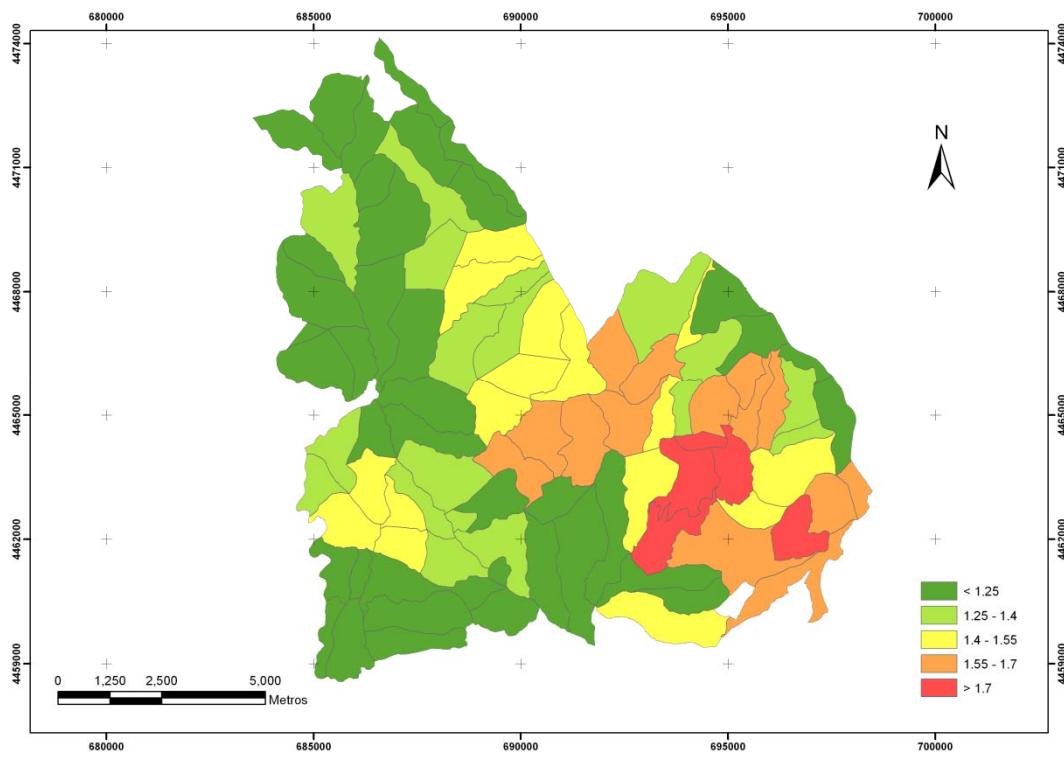


**Figura 3.1.-** Frecuencia de defoliaciones (% de subzonas) según su severidad e índice estandarizado de precipitación total a lo largo del periodo de estudio (70-11). Los colores indican el grado de los daños. Verde, nivel 1 = sin defoliaciones o de escasa importancia; Amarillo, nivel 2 = defoliaciones moderadas; Rojo, nivel 3 = defoliaciones severas.

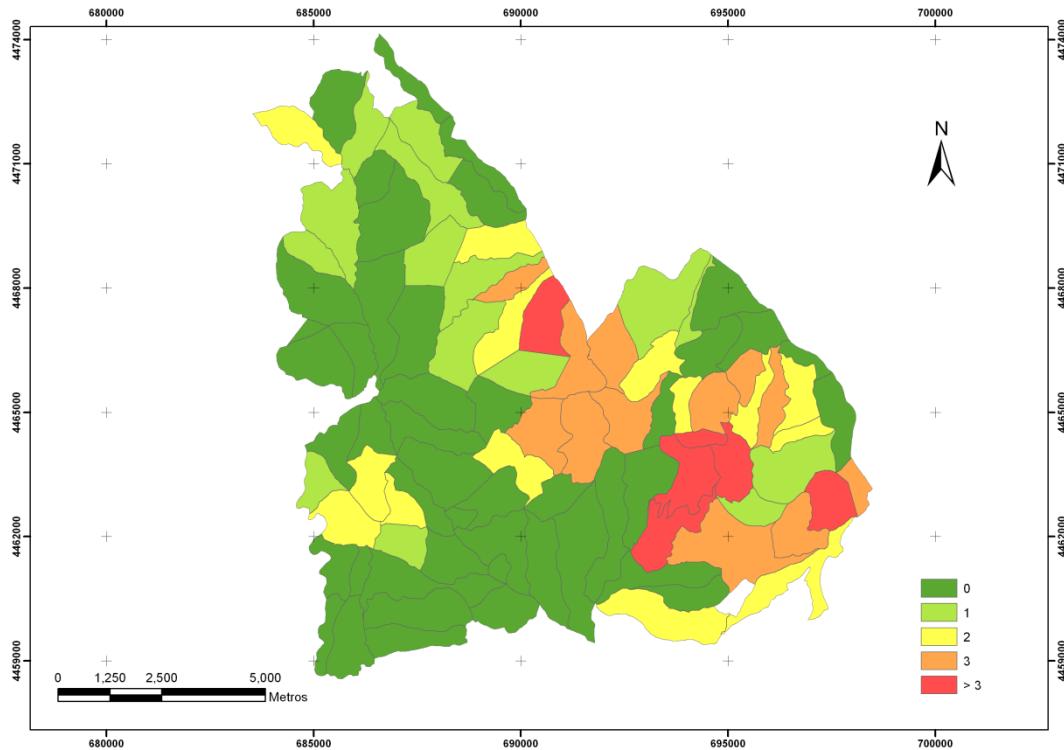
### 3.2. Dinámica espacial de las defoliaciones de procesionaria

Los distintos estadísticos en los análisis SIG, mostraron un mayor número de daños medios de procesionaria en la zona sureste, con un valor medio máximo próximo a 2 (Figura 3.2.). El número de años con defoliaciones severas (nivel 3) también fue mayor en esta área, encontrando subzonas en las que hasta en 5 años distintos han presentado defoliaciones severas en los 40 años de datos. (Figura 3.3.). Por otro lado, encontramos defoliaciones medias-bajas y sin presencia de años con defoliaciones severas en la zona suroeste.

La zona más afectada corresponde con el área de más presencia de *Pinus nigra* (Figura 2.4.). Esta especie presenta características fisiológicas y ecológicas que le hace ser la especie de pino más susceptible a los ataques de procesionaria (ver apartado 2.1.).



**Figura 3.2.-** Daños medios de procesionaria por subzona durante el periodo de estudio (70-11), según la escala de daños de la figura 3.1.



**Figura 3.3.-** Número de años con defoliaciones severas (nivel 3; niveles 4-5 originales) para el periodo de estudio (70-11).

### 3.3. Efectos espacio-temporales de la procesionaria mediante índices de vegetación.

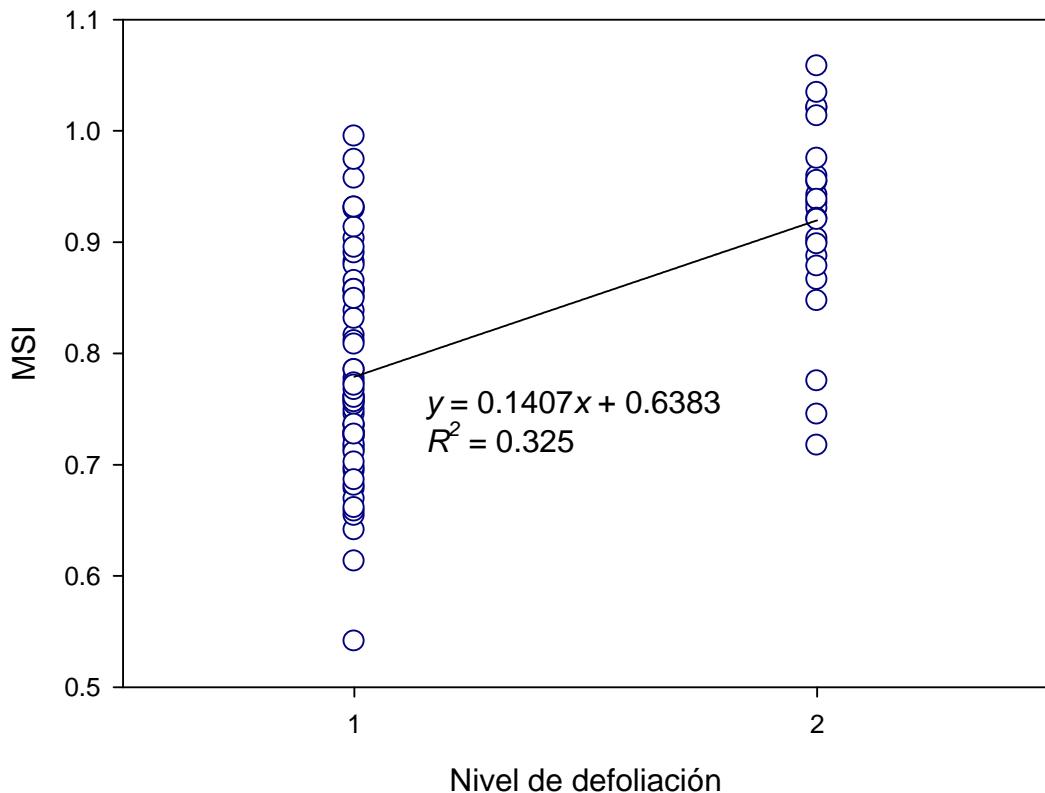
En la comparación de los distintos índices de vegetación calculados y los diferentes niveles de defoliación para los 10 años con disponibilidad de imágenes adecuadas (Tabla 3.1.), hemos encontrado diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) en gran parte de los años, siendo estas especialmente significativas ( $p < 0.001$ ) para los años 2009, 2010 y 2011. En general en todos los años se han encontrado diferencias significativas para alguno de los tres índices a excepción de los años 2002 y 1992. Especialmente llamativo es el caso de este último año, ya que es el que presenta un mayor valor de defoliación media.

Por otro lado hemos encontrado unas mayores diferencias entre grados de defoliación para el índice de vegetación MSI (Tabla 3.1. y Figura 3.4.). Este índice presenta los mejores valores estadísticos y su consecuente nivel de significación. El MSI es un parámetro que indica el nivel de estrés de la vegetación, muestra valores más altos a medida que disminuye la vigorosidad de la vegetación (ver apartado 2.2.5.3.). Los valores presentados en el caso del NDVI y el SAVI generalmente son semejantes, mostrando diferencias significativas para una gran parte de los años (Tabla 3.1.).

**Tabla 3.1.-** Estadísticos ( $F$  y nivel de probabilidad entre paréntesis sólo en el caso de que  $p < 0.05$ ) obtenidos en las ANOVAs comparando distintos índices derivados de la teledetección (MSI, SAVI, NDVI) en función de los distintos niveles de defoliación asociados a ataques de procesionaria para distintos años.

También se indica el nivel de defoliación medio para cada uno de los años y su error estándar.

Año	Nivel de defoliación medio	MSI	SAVI	NDVI
1987	1.08±0.03	3.207 (< 0.05)	1.574	0.117
1992	1.95±0.06	1.786	0.348	1.425
2000	1.21±0.04	4.717 (<0.05)	2.64	4.28 (<0.05)
2002	1.21±0.04	2.09	0.01	0.69
2003	1.20±0.04	18.39 (<0.001)	6.64 (<0.05)	6.96 (<0.05)
2007	1.15±0.04	9.89 (<0.05)	6.259 (<0.05)	10.083 (<0.05)
2008	1.25±0.05	10.171 (<0.05)	0.835	0.004
2009	1.28±0.05	42.38 (<0.001)	16.64 (<0.001)	24.41 (<0.001)
2010	1.29±0.05	31.05 (<0.001)	16.78 (<0.001)	16.38 (<0.001)
2011	1.21±0.04	31.52 (<0.001)	20.45 (<0.001)	20.66 (<0.001)



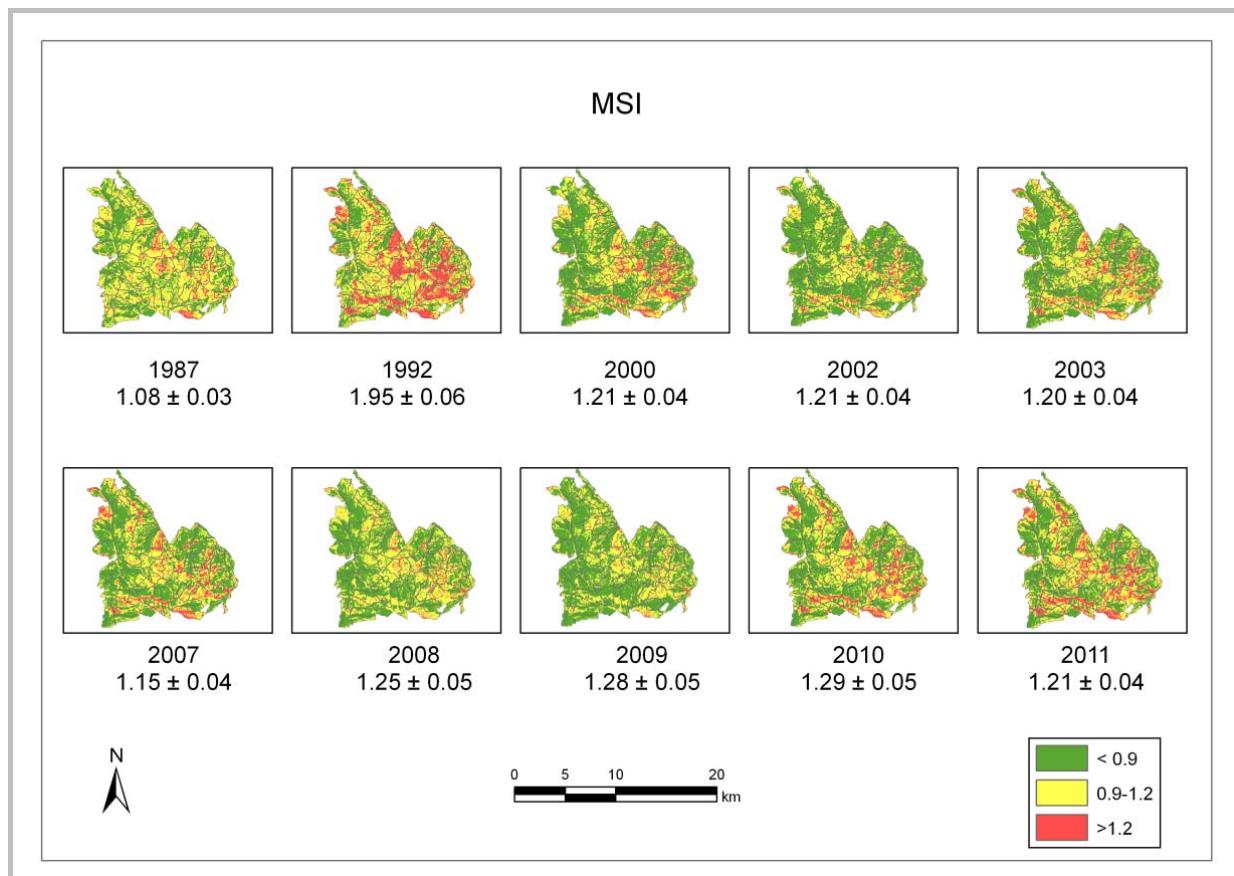
**Figura 3.4.-** Valores para el índice de vegetación MSI (*Moisture Stress Index*) para el año 2009 según los distintos niveles de defoliación observados.

En el análisis espacial y multitemporal de las defoliaciones de procesionaria mediante índices de vegetación para los distintos años (Figuras 3.5., 3.6. y 3.7.), hemos encontrado un claro aumento del índice MSI (Figura 3.5.) a medida que aumenta el nivel de defoliación medio en los años estudiados. Observamos cómo aumentan las tonalidades rojizas (MSI más alto) en años con defoliaciones más severas, como son los casos de los años 1992 y 2010. Por otro lado los valores son más bajos (tonalidades verdes) en años con escasas defoliaciones como los años 1987 y 2008. Vemos cómo, a pesar de encontrar claras diferencias entre años con diferentes defoliaciones medias, sí que existe un efecto de las condiciones climáticas particulares de cada año. Los años con defoliaciones medias más altas como 2009 presentan valores más bajos que otros años con defoliaciones más bajas como 2007.

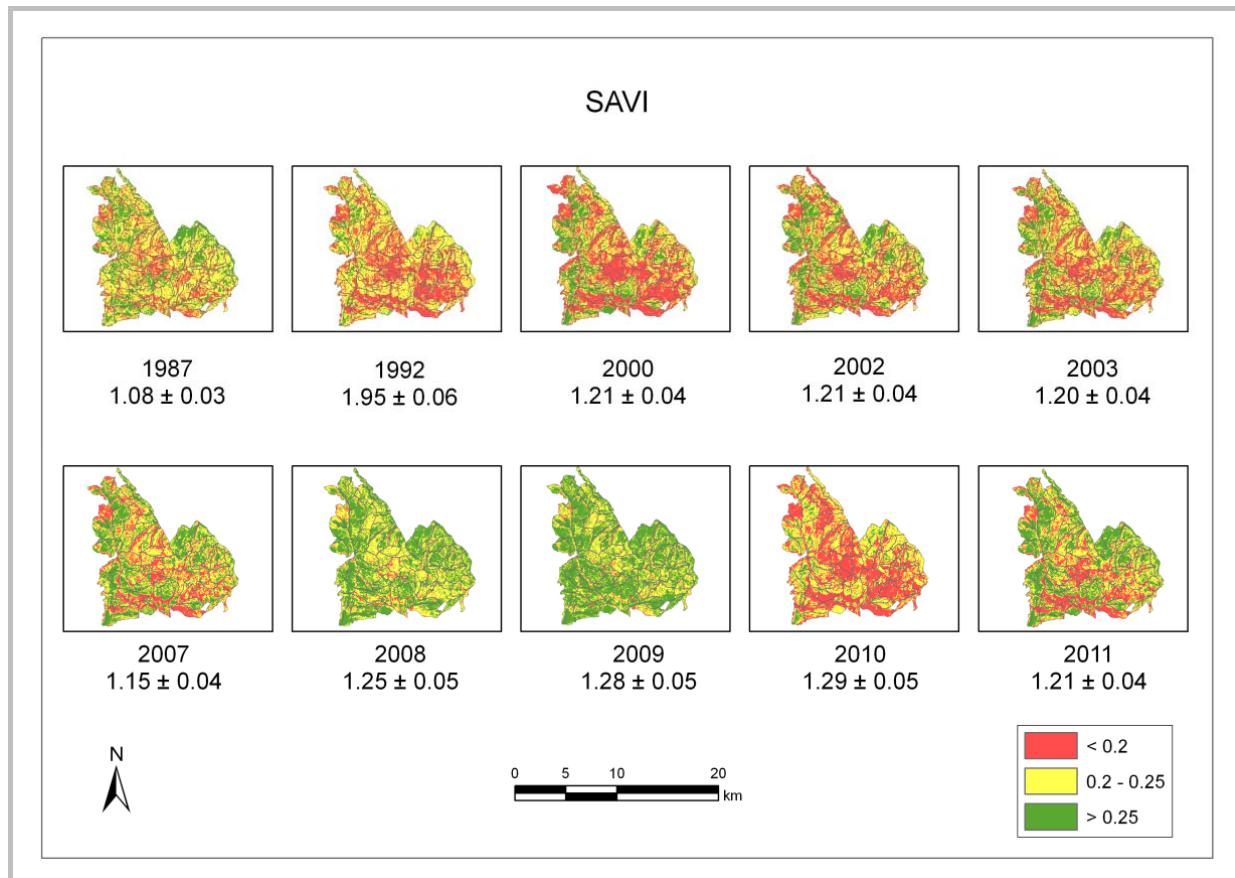
En la comparativa del MSI entre dos años con fuertes defoliaciones (1992 y 2010) y bajas defoliaciones (1987 y 2008) en los bosques delimitados como propensos a los ataques (Figura 3.8.), vemos un claro aumento de este índice en los años con fuertes defoliaciones, aumentando sustancialmente en las zonas detectadas con mayores defoliaciones medias (Figura 3.2.).

En el caso del SAVI (Figura 3.6. y 3.9.) encontramos claros descensos en años con fuertes defoliaciones (1992 y 2010) frente a años con bajas defoliaciones (1987 y 2008). Generalmente sí que se observa un descenso del índice a medida que aumenta el nivel de defoliación media, pero al igual que el MSI, vemos como sí que existe una cierta influencia de las condiciones climáticas particulares de cada año. También encontramos un descenso mayor del SAVI en las zonas detectadas con mayores defoliaciones medias (Figura 3.9. y 3.2.).

Por último, en el caso del NDVI (Figura 3.7. y 3.10.) no se encuentran diferencias espaciales claras en años con fuertes defoliaciones frente a años con bajas defoliaciones. Sí que se observa, al igual que en los otros dos índices, una cierta influencia de las condiciones climáticas de cada año. Tampoco se observan importantes diferencias en los bosques delimitados como propensos (Figura 3.10.)



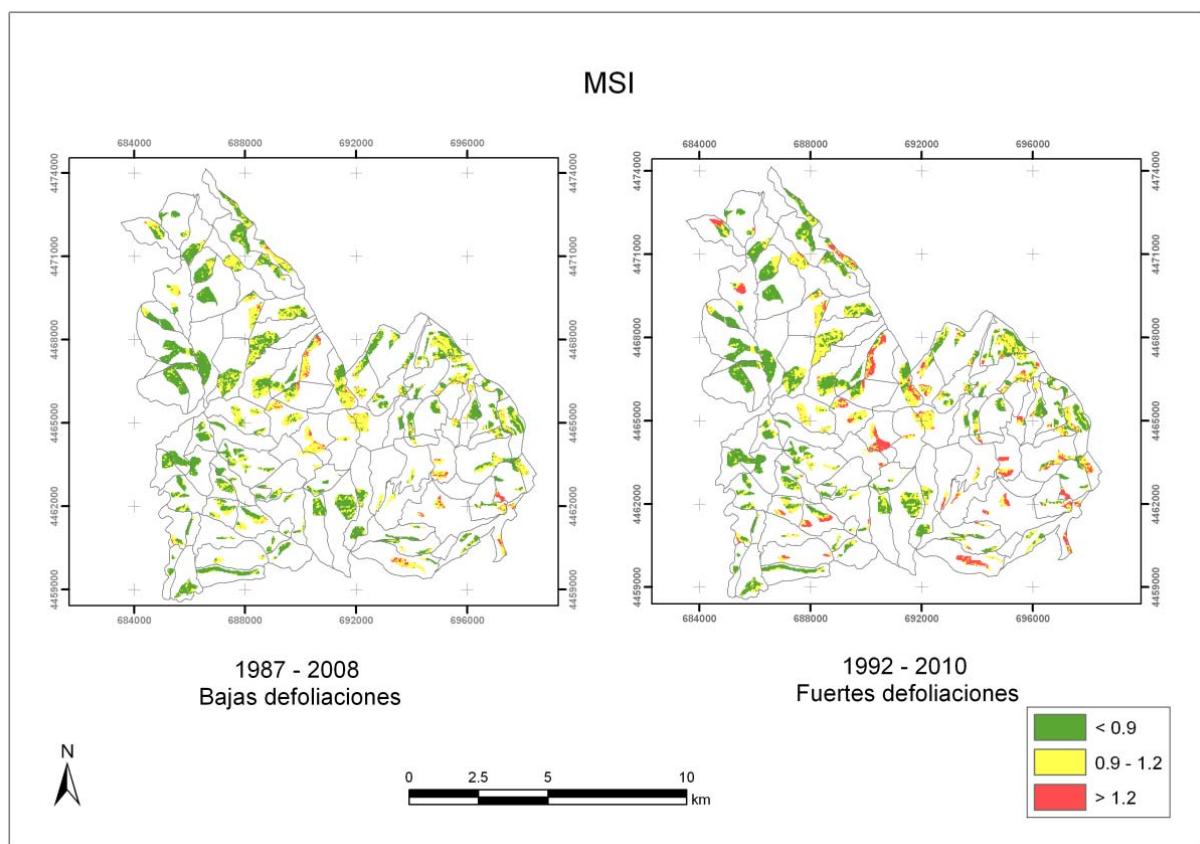
**Figura 3.5.-** Variación espacio-temporal del índice de vegetación MSI (*Moisture Stress Index*) en el área de estudio para los años analizados. Además se indica la defoliación media en ese año y su error estándar.



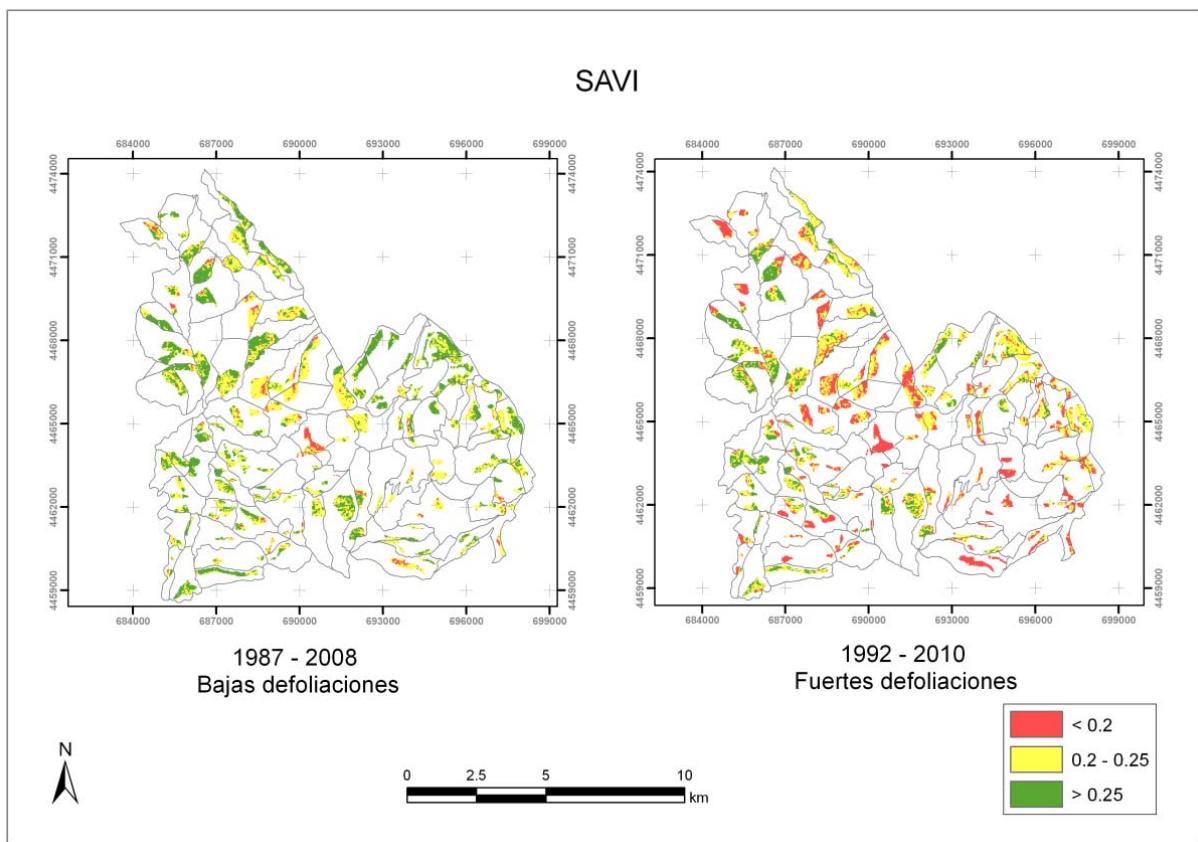
**Figura 3.6.-** Variación espacio-temporal del índice de vegetación SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index*) en el área de estudio para los años analizados. Además se indica la defoliación media en ese año y su error estándar.



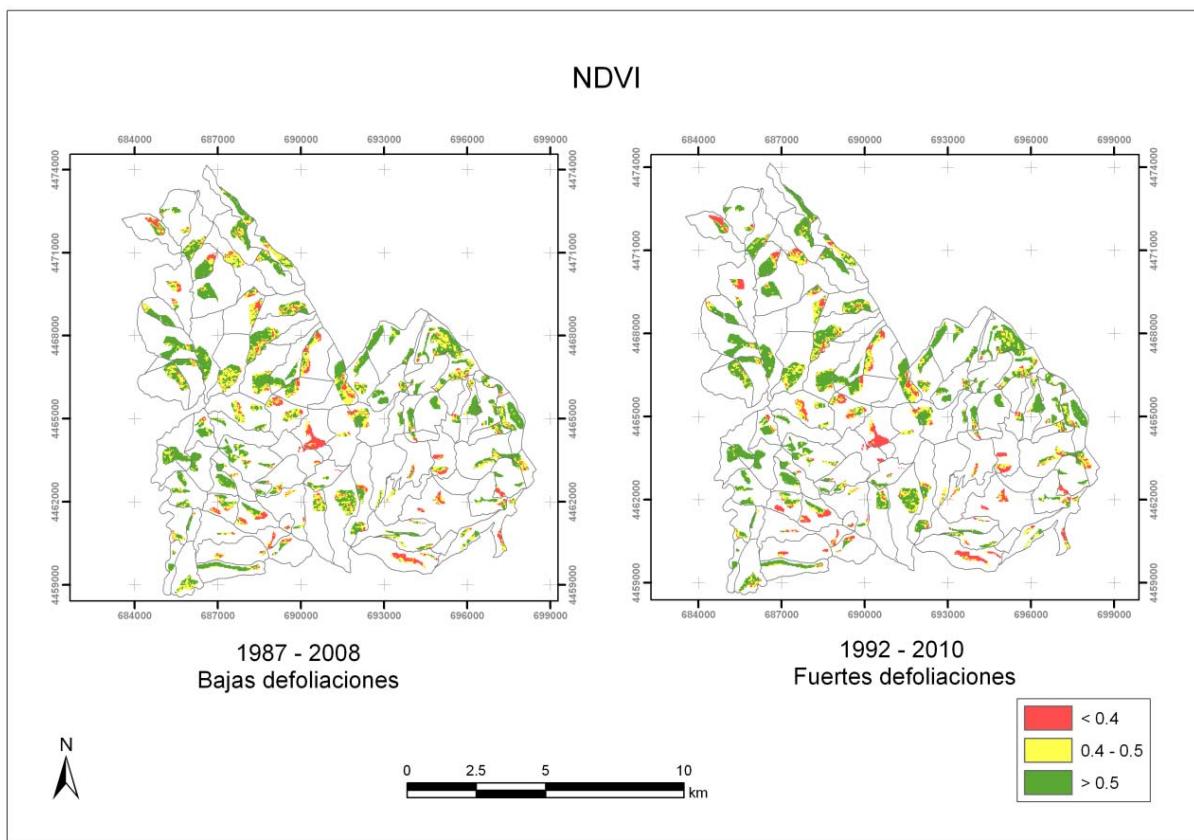
**Figura 3.7.-** Variación espacio-temporal del índice de vegetación NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) en el área de estudio para los años analizados. Además se indica la defoliación media en ese año y su error estándar.



**Figura 3.8.-** Comparación mediante el índice vegetación MSI (*Moisture Stress Index*) entre dos años con bajas defoliaciones (2008 y 1987) y otros dos con fuertes defoliaciones (2010 y 1992) en las áreas delimitadas como propensas (Figura 2.8.) en el área de estudio.



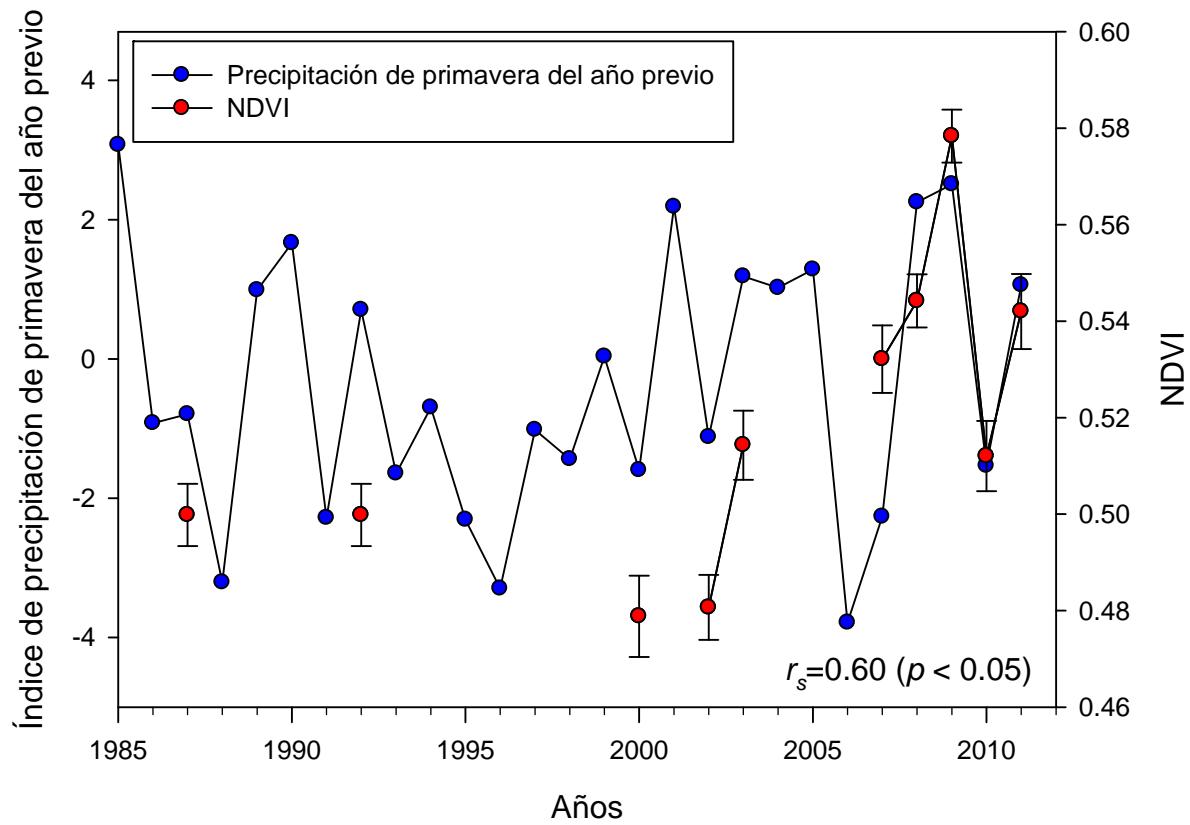
**Figura 3.9.-** Comparación mediante el índice vegetación SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index*) entre dos años con bajas defoliaciones (2008 y 1987) y otros dos con fuertes defoliaciones (2010 y 1992) en las áreas delimitadas como propensas (Figura 2.8.) en el área de estudio.



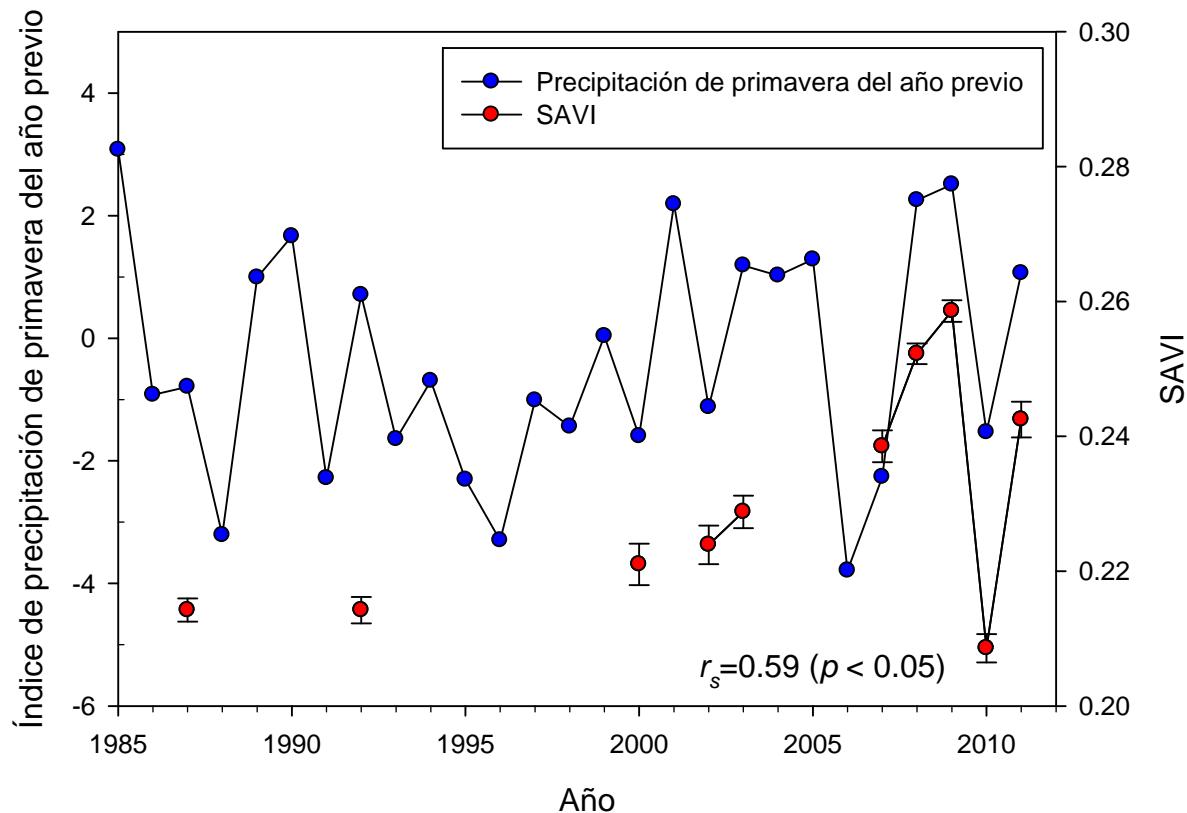
**Figura 3.10.-** Comparación mediante el índice vegetación NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) entre dos años con bajas defoliaciones (2008 y 1987) y otros dos con fuertes defoliaciones (2010 y 1992) en las áreas delimitadas como propensas (Figura 2.8.) en el área de estudio.

### 3.4. Relación de los índices de vegetación y el BAI con el clima.

Respecto a las relaciones entre el clima y los índices de vegetación, se encontraron correlaciones significativas ( $p < 0.05$ ) y positivas entre el NDVI y el SAVI con la precipitación de primavera del año anterior (Figura 3.11. y 3.12.). De forma que una primavera lluviosa condiciona positivamente los valores de NDVI y SAVI del invierno siguiente. Esta relación refuerza la idea del apartado anterior, de que el clima tiene una fuerte relación con los valores de los índices de vegetación mostrados. Por otro lado, no se encontró una relación clara del clima con el MSI. Este índice es un cociente de bandas del IRM y el IRP (ver apartado 2.2.5.3.), por lo que está relacionado con el vigor de la vegetación, y su relación con la precipitación de primavera (banda 4; IRP), pero también está condicionado por el contenido de humedad de las acículas (banda 5; IRM), por lo que también estará influenciado por las lluvias inmediatas (la precipitación durante el invierno). Posiblemente una relación entre ambas variables pueda explicar la relación de este índice con el clima. No obstante este aspecto queda pendiente para futuros estudios.



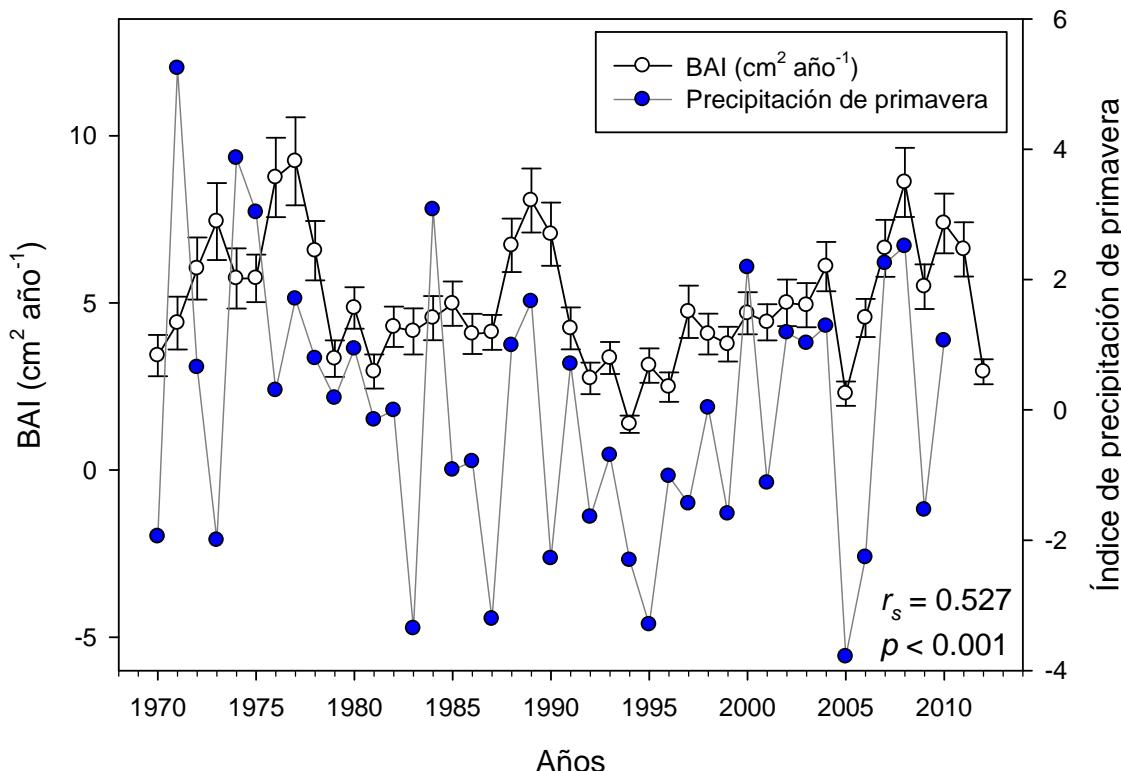
**Figura 3.11.-** Relación entre el NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*; puntos rojos) para los años estudiados con el índice de precipitación de primavera del año previo (azul). Las barras muestran el error estándar. El rótulo de la esquina inferior derecha muestra el valor de correlación de Spearman y el nivel de significación.



**Figura 3.12.-** Relación entre el SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index*; puntos rojos) para los años estudiados con el índice de precipitación de primavera del año previo (azul). Las barras muestran el error estándar. El rótulo de la esquina inferior derecha muestra el valor de correlación de Spearman y el nivel de significación.

En cuanto a la relación entre el clima y el BAI (Incremento de Área Basimétrica), encontramos una relación positiva y significativa ( $p < 0.001$ ) con la precipitación de primavera del año (Figura 3.13.). El BAI es una variable obtenida de los métodos dendrocronológicos que nos muestra el crecimiento anual medio. Primaveras lluviosas producirán anillos más anchos que otras con escasas precipitaciones.

Observando la precipitación de primavera también detectamos los años de sequías fuertes (años 2005, 1994, 1995 y 1987), al igual que veíamos en la Figura 3.1. Vemos cómo existe un efecto negativo claro sobre el crecimiento, reduciéndose notablemente la anchura del anillo en esos años.

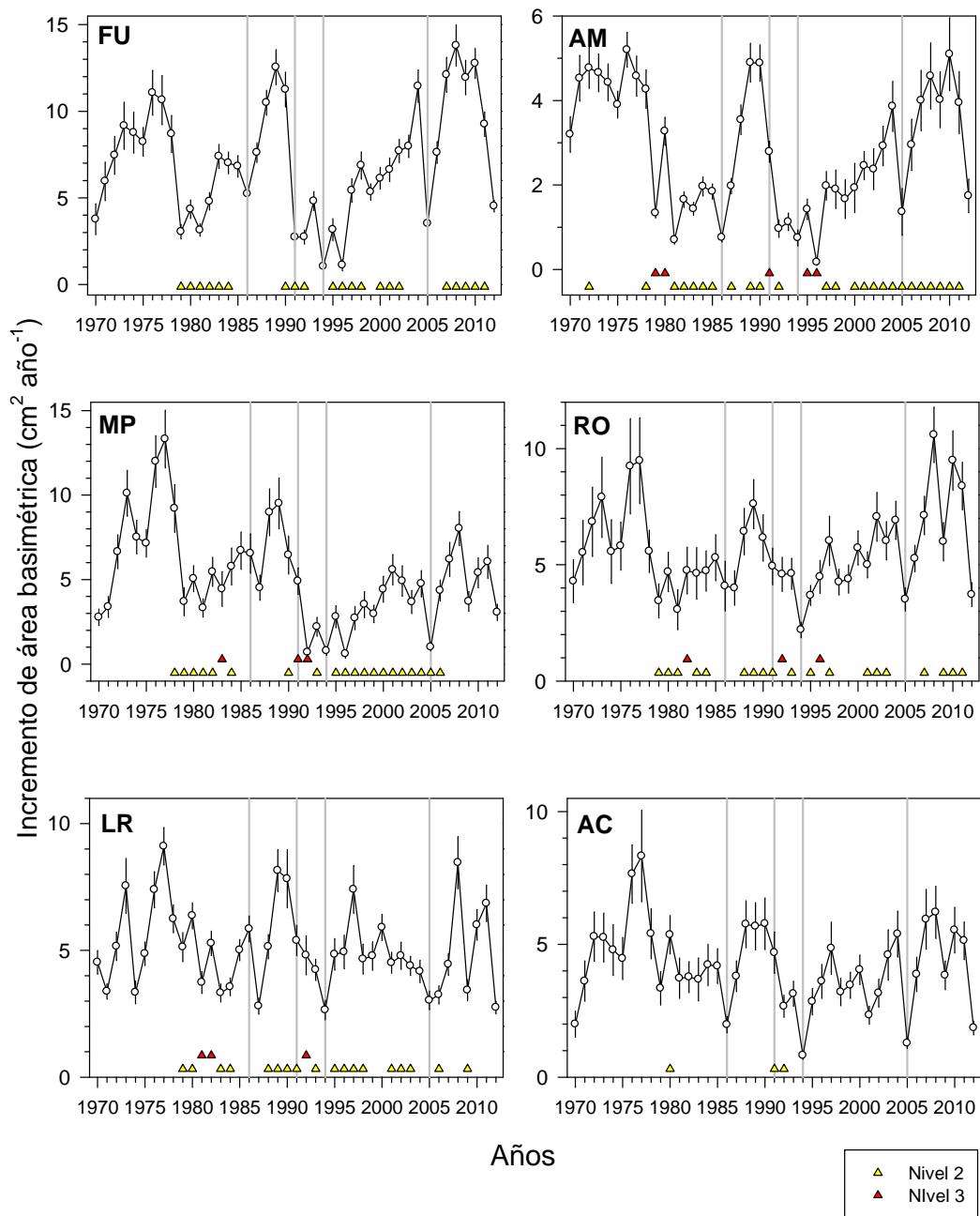


**Figura 3.13.-** Relación entre el BAI (Incremento de Área Basimétrica; puntos blancos) para el periodo de estudio (70-11) con el índice de precipitación de primavera (azul). Las barras muestran el error estándar. El rótulo de la esquina superior derecha muestra el valor de correlación de Spearman y el nivel de significación.

### 3.5. Efectos de la procesionaria y el clima sobre el crecimiento

Los análisis dendrocronológicos realizados en seis sitios con fuertes daños, mostraron los efectos negativos sobre el crecimiento de las defoliaciones de procesionaria (Figura 3.14.). Vemos cómo en períodos con defoliaciones recurrentes de diferente severidad encontramos un menor crecimiento que en períodos sin defoliaciones o de escasa importancia. De esta forma, en sitios de muestreo como el MP, durante períodos como el 90-06 o el 78-84 con defoliaciones sucesivas, observamos un menor crecimiento que en otros períodos sin defoliaciones, como el 70-77 o el 85-89. Estos efectos de las defoliaciones sobre el crecimiento se observa de forma general en los seis sitios de muestreo. También observamos cómo la caída en el crecimiento es mayor en el caso de las defoliaciones severas (nivel 3). De forma que períodos de años con defoliaciones severas y moderadas, ocasionan reducciones del crecimiento secundario, pero en años sin defoliaciones o de escasa importancia el crecimiento vuelve a ser el habitual.

Como hemos visto anteriormente (Figura 3.13.), aquí también podemos observar el efecto negativo de las sequías sobre el crecimiento en los seis sitios analizados (Figura 3.14.). De esta forma en los años resaltados (1986, 1991, 1994 y 2005), caracterizados por tener una baja pluviometría (Figura 3.1. y 3.13.), observamos fuertes caídas del crecimiento secundario. En años con defoliaciones fuertes y con bajos recursos hídricos, es previsible un mayor descenso en el crecimiento.



**Figura 3.14.-** Cambios en el crecimiento secundario (incremento de área basimétrica) durante el periodo 1970-2012, en los seis sitios de estudio dendrocronológico (FU, AM, MP, RO, LR y AC). Los triángulo de colores muestran las defoliaciones detectadas durante ese año en esa subzona (amarillo, nivel 2 = defoliaciones “moderadas”; Rojo, nivel 3 = defoliaciones “severas”). Las barras de cada punto muestran el error estándar. Las líneas de referencia grises muestran las sequías severas (1986, 1991, 1994 y 2005).

### 3.6. Relación entre distintas variables ambientales y topográficas con las defoliaciones de procesionaria.

En la comparación de las distintas variables ambientales y topográficas con el grado de defoliación, se han encontrado diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) para la mayoría de los años estudiados con la superficie ocupada por *Pinus nigra*, *Pinus pinaster* y la altitud (Tabla 3.2.). De forma que las subzonas con una mayor presencia de *Pinus nigra* presenta defoliaciones más se-

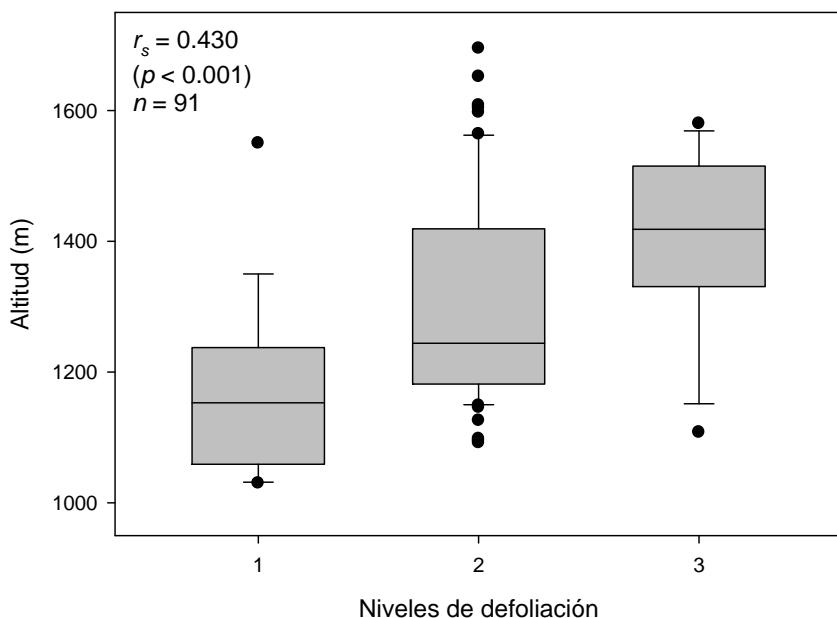
veras que otras con una menor abundancia de la especie (Figura 3.16.). Por otro lado, subzonas con una mayor superficie de *Pinus pinaster* presentan una menor defoliación que otras con una mayor presencia de la especie (Figura 3.17.). Además, las subzonas de más altitud en el área de estudio presentan defoliaciones más severas que las de menor altitud (Figura 3.15.).

Como ya habíamos visto anteriormente, las características fisiológicas y ecológicas de la especie *Pinus nigra* la hacen ser más susceptible a los ataques de procesionaria. (Ver apartado 2.1.). Por otro lado, el *Pinus pinaster* muestra una menor susceptibilidad, ya que sus acículas son de mayores dimensiones y limitan la creación de bolsones. Por ello los bosques que albergan esta primera especie son más susceptibles a los ataques. Además, dentro del área de estudio las zonas más altas son donde se encuentran los bosques de *Pinus nigra* (Figuras 2.4. y 2.5.). Este aspecto es el que determina las correlaciones significativas de los daños de procesionaria con la altitud.

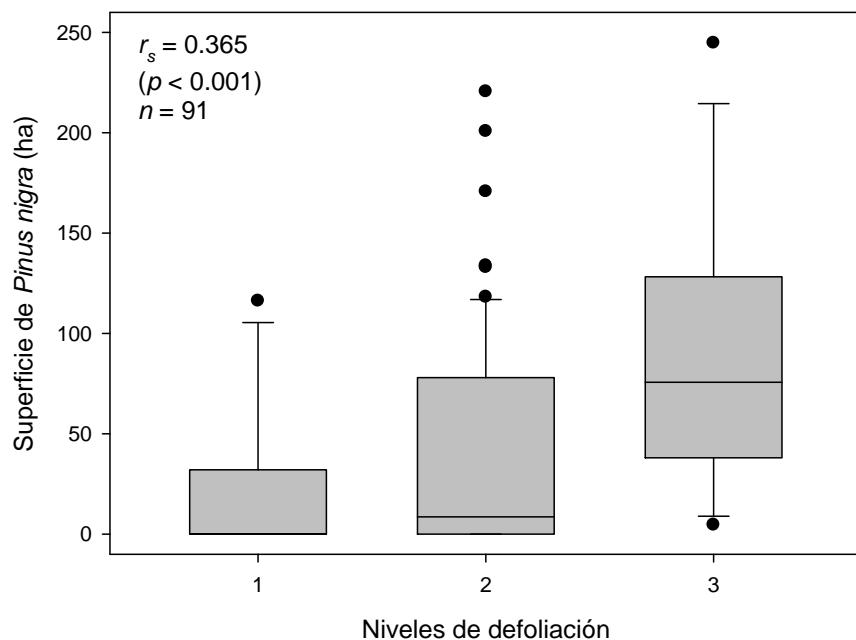
**Tabla 3.2.-** Estadísticos (*F* y nivel de probabilidad) obtenidos en las ANOVAs comparando distintas variables ambientales y topográficas en función de los distintos niveles de defoliación asociados a ataques de procesionaria para distintos años.

Año	Superficie de <i>P.nigra</i>	Superficie de <i>P.pinaster</i>	Superficie de <i>P.sylvestris</i>	Altitud	Pendiente
1987	5.238 *	2.198	0.894	2.692	1.834
1992	5.821 **	6.945 *	4.510 *	9.234 **	8.644 **
2000	0.291	4.475 *	0.247	1.784	1.603
2002	24.492 **	24.387 **	8.164	10.535 *	7.499
2003	10.249 *	16.545 **	1.272	22.890 **	7.885 *
2007	7.021 *	11.349 **	0.802	8.495 *	0.981
2008	13.959 **	12.090 **	4.351 *	16.847 *	3.399
2009	5.360 *	13.243 **	0.035	13.097 **	5.986 *
2010	12.650 *	7.407 *	3.102	8.290 *	1.509
2011	6.795 *	8.109 *	0.035	12.103 *	1.775

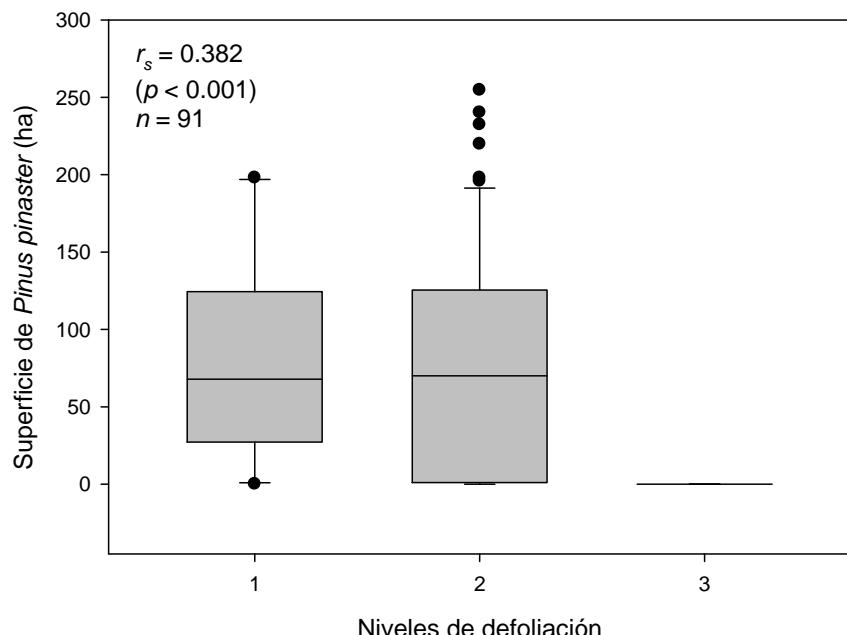
Niveles de significación:  $p<0.05$  \*,  $p<0.001$  \*\*



**Figura 3.15.-** Boxplot de la altitud frente a los distintos niveles de defoliación para el año 1992. El límite inferior de cada una de las cajas muestra el cuartil 25%, la línea dentro de la caja es la mediana, y la línea superior el cuartil 75%. Las barras muestran el conjunto principal de los datos, y los puntos negros muestran los valores atípicos. El texto superior izquierdo muestra el valor de la correlación de Spearman, su nivel de significación y el tamaño muestral.



**Figura 3.16.-** Boxplot de la superficie de *Pinus nigra* frente a los distintos niveles de defoliación para el año 1992. El límite inferior de cada una de las cajas muestra el cuartil 25%, la línea dentro de la caja es la mediana, y la línea superior el cuartil 75%. Las barras muestran el conjunto principal de los datos, y los puntos negros muestran los valores atípicos. El texto superior izquierdo muestra el valor de la correlación de Spearman, su nivel de significación y el tamaño muestral.



**Figura 3.17.-** Boxplot de la superficie de *Pinus pinaster* frente a los distintos niveles de defoliación para el año 1992. El límite inferior de cada una de las cajas muestra el cuartil 25%, la línea dentro de la caja es la mediana, y la línea superior el cuartil 75%. Las barras muestran el conjunto principal de los datos, y los puntos negros muestran los valores atípicos. El texto superior izquierdo muestra el valor de la correlación de Spearman, su nivel de significación y el tamaño muestral.

### 3.7. Eliminación de la componente climática en los efectos de la procesionaria sobre el crecimiento y los índices de vegetación.

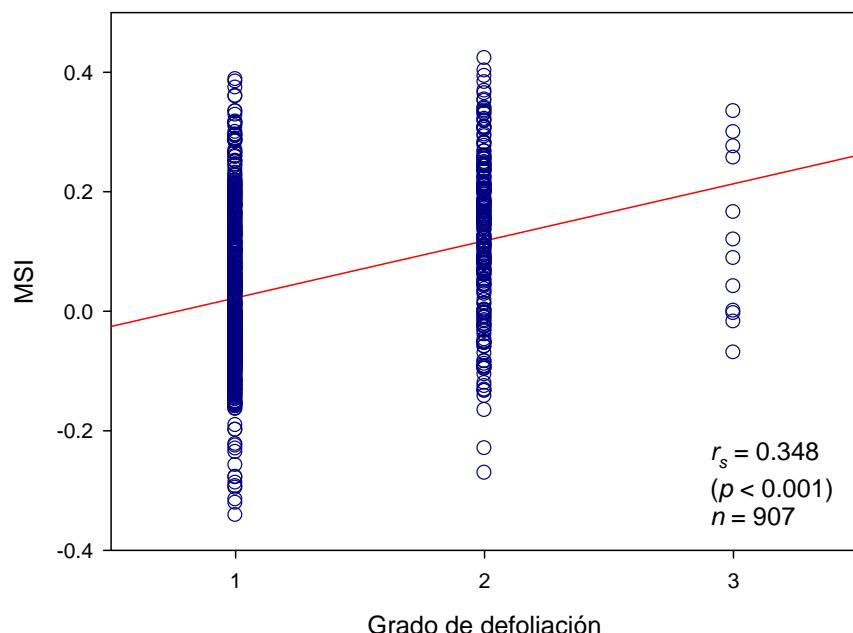
Con el objetivo de analizar mejor los efectos de la procesionaria sobre los bosques, hemos realizado una aproximación de la eliminación de la componente climática tanto para los índices de vegetación, como para las medidas del crecimiento secundario (BAI). Este último punto se realiza en el sitio de muestreo AM, que cuenta con defoliaciones de diferente severidad a lo largo del periodo de estudio.

En el caso de los índices de vegetación se realizó la media de los valores para cada uno de los índices en las subzonas sin defoliaciones observadas para ese año. De forma que este valor es propio de las condiciones climáticas de ese año. Posteriormente el valor anterior se restó a cada uno de los valores obtenidos para cada índice, obteniendo únicamente el efecto propio de las defoliaciones de la procesionaria para cada subzona y año. Esta aproximación nos permite realizar un mejor análisis de los productos de la teledetección para todos los años. De esta forma, en la comparación de los distintos índices de vegetación con los niveles de defoliación para todos los años, se encontraron diferencias significativas ( $p < 0.001$ ) para los tres índices (Tabla 3.3.; Figuras 3.18., 3.19. y 3.20.). La presencia de valores negativos en los distintos índices es como consecuencia de restar valores más altos de clima frente a valores más bajos de clima más defoliación. También observamos los valores medios de años con escasa defoliación y años con intensas defoliaciones, encontrando diferencias claras en el caso del MSI y del SAVI, y no tan claras en el NDVI (Tabla 3.3.). Estos resultados concuerdan con los mostrados en el apartado 3.3.

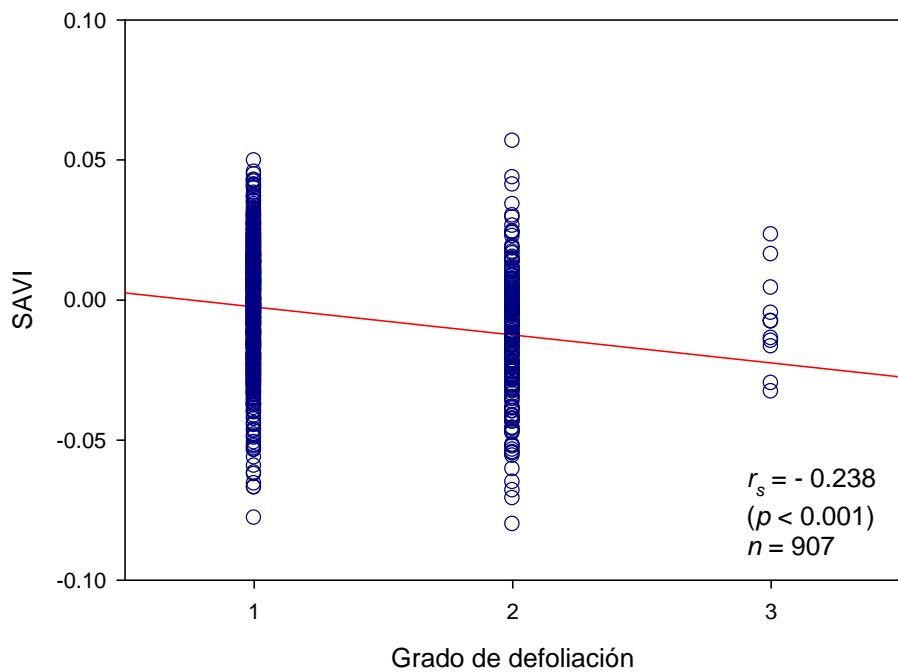
**Tabla 3.3.-** Estadísticos ( $F$  y nivel de probabilidad) obtenidos en las ANOVAs comparando distintos índices derivados de la teledetección (MSI, SAVI, NDVI) en función de los distintos niveles de defoliación para todos los años tras extraer la componente climática anual.

Índice de Vegetación	Valor del índice en años de escasa defoliación (media $\pm$ SE)	Valor del índice en años de intensa defoliación (media $\pm$ SE)	$F$	$p$
MSI	0.896 $\pm$ 0.011	0.939 $\pm$ 0.015	63.708	< 0.001
SAVI	0.242 $\pm$ 0.002	0.211 $\pm$ 0.002	26.634	< 0.001
NDVI	0.498 $\pm$ 0.005	0.506 $\pm$ 0.007	26.490	< 0.001

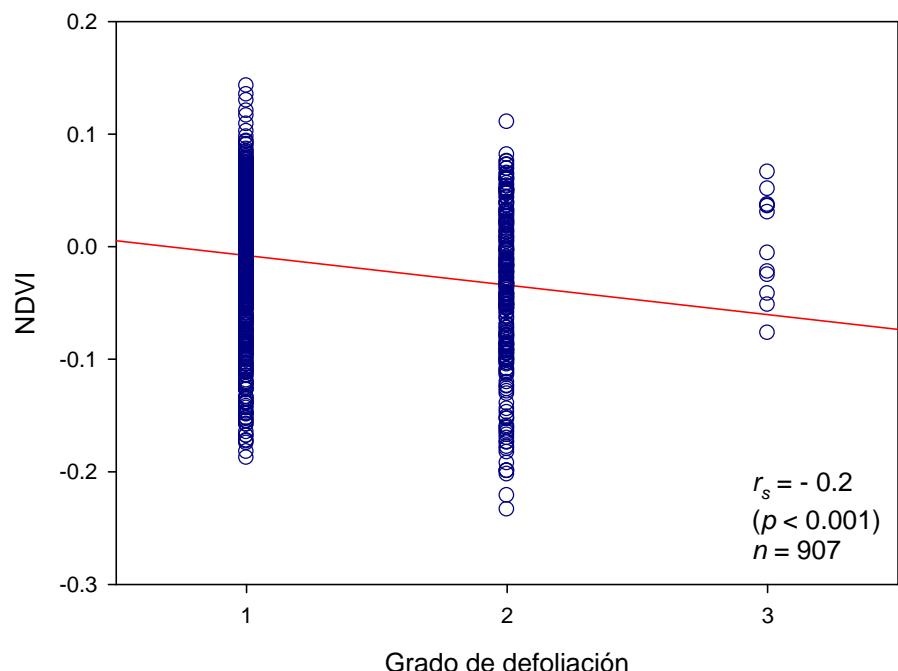
Entendiendo como años con escasa defoliación, la media de los años: 1987 y 2008. Años con gran defoliación: 1992 y 2010



**Figura 3.18.-** Valores para el índice de vegetación MSI (*Moisture Stress Index*) en función del grado de defoliación para todas las subzonas y años tras la eliminación de la componente climática. El cuadrado inferior derecho muestra el valor de la correlación de Spearman, el nivel de significación y el tamaño muestral.

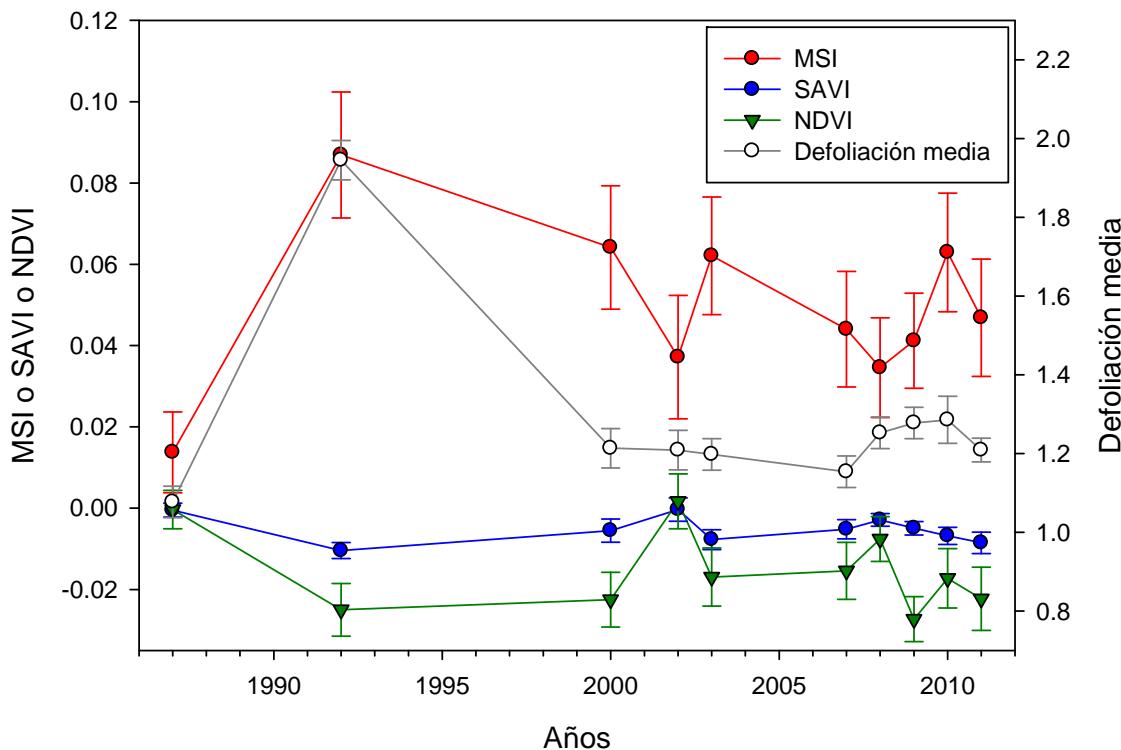


**Figura 3.19.-** Valores para el índice de vegetación SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index*) en función del grado de defoliación para todas las subzonas y años tras la eliminación de la componente climática. El cuadrado inferior derecho muestra el valor de la correlación de Spearman, el nivel de significación y el tamaño muestral.



**Figura 3.20.-** Valores para el índice de vegetación NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) en función del grado de defoliación para todas las subzonas y años tras la eliminación de la componente climática. El cuadrado inferior derecho muestra el valor de la correlación de Spearman, el nivel de significación y el tamaño muestral.

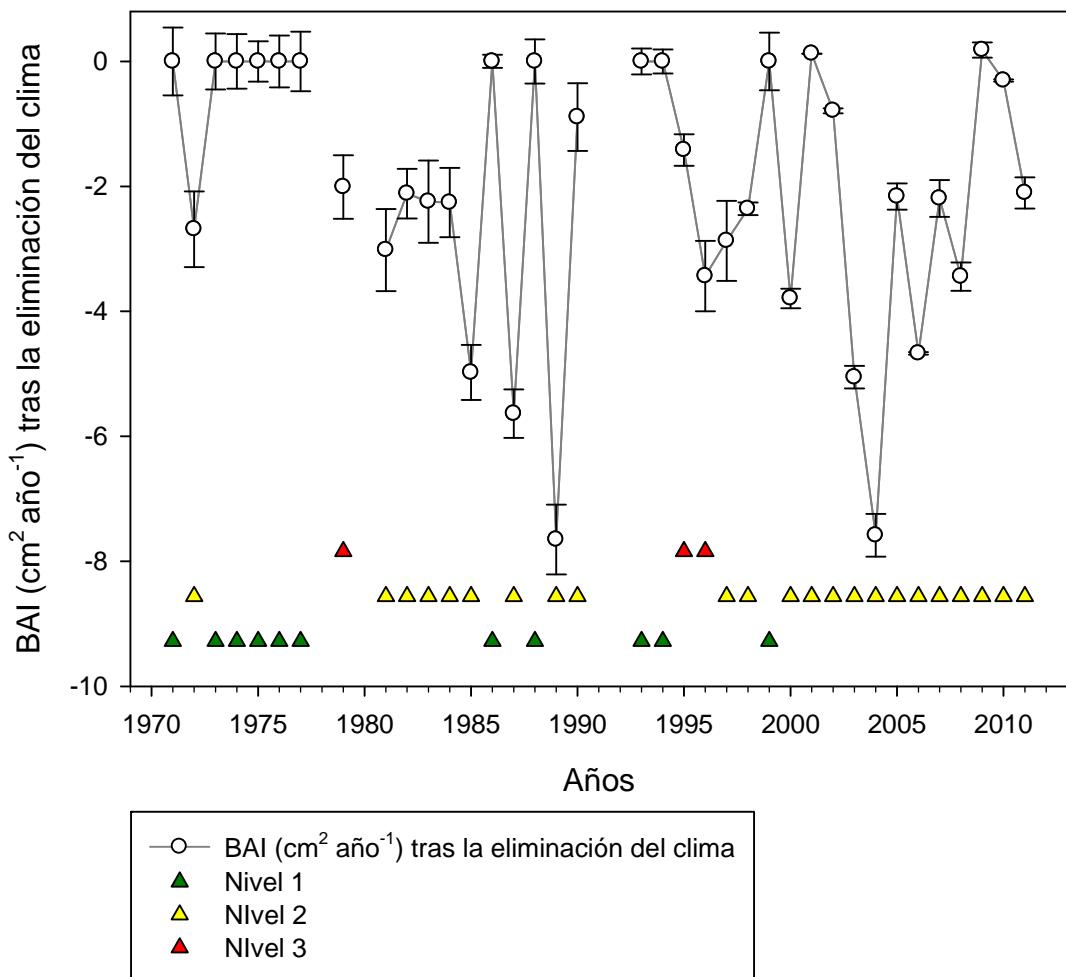
Si comparamos los valores de los distintos índices tras eliminar el efecto climático y la defoliación media para cada año, observamos cómo existe una relación positiva entre el MSI y la defoliación media (Figura 3.21.). Años con fuertes defoliaciones como 1992 o 2010, muestran valores altos de MSI. Por otro lado también se observa una relación negativa entre la defoliación media y el SAVI y NDVI. De forma que años con menores defoliaciones como el 2002 o el 2007, muestran valores más altos que años de mayores defoliaciones como 1992 y 2010. Sí es cierto que el MSI se muestra como un índice más preciso en la evaluación de defoliaciones de procesionaria.



**Figura 3.21.-** Índices de vegetación: MSI (Círculos rojos), SAVI (círculos azules) y NDVI (triángulos verdes) y defoliación media para cada uno de los años con imágenes adecuadas tras extraer la componente climática. Las barras indican el error estándar

Finalmente, se realizó la aproximación de la eliminación de la componente climática en el caso del crecimiento secundario (BAI). Para ello, se restó a los valores de crecimiento de cada año en el sitio de muestreo AM, los valores de BAI de otro de los cinco sitios de muestreo sin defoliaciones para ese año, eliminando la componente climática en el crecimiento. De forma que el valor de BAI resultante corresponde únicamente a la defoliación. La presencia de valores negativos de BAI es como consecuencia de la resta de valores más altos de clima frente a valores más bajos de clima más defoliación.

Si comparamos gráficamente los valores de BAI obtenidos con las defoliaciones observadas en este sitio de muestreo, observamos una clara relación (Figura 3.22.). De forma que, años sin defoliaciones o de escasa importancia (años 1999, 1986 o 1988) aparecen valores altos de BAI, y años con defoliaciones severas valores bajos (años 1995, 1996 o 1972). Los años que no aparecen valores, es que no se han encontrado registros de solo clima para ese año.



**Figura 3.22.-** Incremento de área basimétrica (BAI) tras la eliminación de la componente climática en el sitio de muestreo AM. Los triángulos rojos indican defoliaciones severas (nivel 3), los triángulos amarillos defoliaciones moderadas (nivel 2) y los verdes sin defoliaciones o de escasa consideración (nivel 1). Las barras muestran el error estándar.

## 4. DISCUSIÓN

### 4.1. Respuesta de los índices de vegetación a las defoliaciones de la procesionaria

Los resultados obtenidos en los análisis estadísticos confirman las ideas iniciales sobre la viabilidad de la utilización de los sensores Landsat en la detección de plagas forestales que también ha sido avalada por otros autores como Bentz y Endreson (2004) y Wulder *et al.* (2006). En general, los resultados apuntan que la informaciónpectral de los sensores Landsat 5 y 7 son una buena herramienta para la detección de defoliaciones de procesionaria en escalas espaciales amplias y estudios multitemporales.

Los índices de vegetación mostraron una respuesta desigual frente a las defoliaciones de la procesionaria (Tabla 3.1., Figuras 3.4., 3.5., 3.6., 3.7., 3.8., 3.9. y 3.10.). El MSI es el índice que mejor reflejó las variaciones espectrales de la vegetación tras sufrir defoliaciones (Figuras 3.4.,

3.5 y 3.8). Por otro lado, el NDVI obtuvo resultados desiguales (Figuras 3.7. y 3.10.), y su versión mejorada SAVI presentó mejores resultados (Figuras 3.6. y 3.9.).

En el cálculo del MSI se consideran las regiones del espectro del infrarrojo medio (SWIR) y el infrarrojo próximo (IRP). El NDVI y SAVI se calculan con las bandas espectrales correspondientes al IRP y del rojo (R). Según estos resultados, las variaciones espectrales entre distintas clases de defoliación son mayores en el caso del SWIR, que del R, ya que el MSI detecta mejor las defoliaciones. La regiónpectral del R está directamente relacionada con el contenido de clorofila de las hojas, y el SWIR detecta las variaciones del contenido de humedad de la vegetación. Aunque no es el objetivo de este estudio, según estos resultados los daños ocasionados por la procesionaria podrían ocasionar variaciones relativas más importantes en el contenido de humedad que en la clorofila. Todos estos resultados concuerdan con el estudio de Vogelmann (1990), trabajo que indica que el MSI es un índice de vegetación adecuado para distinguir altos y bajos daños en coníferas, mientras que el NDVI fue menos satisfactorio en este tipo de bosques, mostrándose más adecuado para especies caducifolias. No obstante, ambos índices aparecen como adecuados para la monitorización de la vegetación a grandes escalas. Además, el NDVI es un índice ampliamente utilizado con el que se han encontrado excelentes resultados en numerosos estudios de discriminación de daños de distintos defoliadores (Cano *et al.*, 2005).

Por otro lado, el SAVI ha presentado mejores resultados que el NDVI (Figura 3.9. y 3.10.). Este primer índice tiene en cuenta la proporción vegetación/suelo del píxel observado. La zona estudiada cuenta con masas abiertas de densidad arbórea baja, y las mayores defoliaciones suelen aparecer en árboles aislados y bordes de masas. Los mejores resultados encontrados en el SAVI frente al NDVI, nos indican que el suelo sí que tiene una cierta importancia en el cálculo de estos índices. Según el estudio de Álvarez *et al* (2005), la influencia del suelo y del sotobosque es pequeña en fracciones de cabida de cubierta (fcc) densas ( $> 80\%$ ), esta influencia aumenta cuando se reduce la fracción de cabida cubierta, convirtiéndose en un factor relevante. Los mismos autores añaden que otro aspecto a considerar es que las características dasométricas y selvícolas de las masas forestales afectan también a la respuestapectral. Por ello, aconsejan la estratificación en función de la especie, la densidad arbórea, la edad o la selvicultura practicada. Este último aspecto no es especialmente relevante en este estudio, ya que al utilizar ratios entre bandas se comparan regiones espectrales en las mismas condiciones de observación.

El hecho de seleccionar también la época o épocas más adecuadas para las observaciones en campo y los respectivos análisis espectrales de las imágenes también condicionaría en gran medida la mejora de los resultados obtenidos. Otros estudios de defoliaciones por otros patógenos proponen, como época más adecuada para discriminar características de la vegetación a partir de información procedente de imágenes de satélite, las fechas de verano, dado que es entonces cuando las masas pueden presentar una mayor variación de la superficie foliar, debida a cambios de su estado sanitario o de vigor y no a cambios fenológicos importantes (Blanco *et al.*, 2009 y Ekstrand, 1994). Sin embargo, el caso de la procesionaria es diferente, ya que las defoliaciones se producen durante el invierno, sin impedir la posterior brotación, por lo que en épocas posteriores no se observan correctamente las diferencias entre masas afectadas y sanas. En la misma línea, Navarro *et al.* (2000) aconsejan la utilización de imágenes correspondientes al invierno en el caso particular de esta especie.

Algunos autores como Moré *et al.* (2005) han señalado la importancia de la utilización de una “máscara” estrictamente de la cubierta vegetal objeto de estudio, reduciendo la variabilidadpectral de las imágenes. Este aspecto ha sido especialmente tratado en este trabajo, invirtiendo un importante esfuerzo en la correcta delimitación de las áreas más susceptibles a los ataques (Figura 2.8.).

## 4.2. Relación de los índices de vegetación y el crecimiento con el clima

Los resultados apuntan una clara correlación entre el NDVI y SAVI con la precipitación de primavera del año previo (Figura 3.11. y 3.12.). Estos índices han sido relacionados con multitud de parámetros como: el contenido de clorofila en las hojas, la productividad neta de la vegetación, el índice de área foliar o la evapotranspiración potencial. Todas estas variables están relacionadas directamente con el vigor de la vegetación. En climas más fríos como el del área de estudio, el principal periodo anual de crecimiento es durante los meses de mayo y junio, entrando en parada vegetativa a partir del mes de noviembre. Durante el invierno, que es cuando se producen los mayores daños, el vigor vegetal está condicionado por la calidad climática de la época de crecimiento, por lo que la respuesta espectral de estos índices es consecuencia de las características pluviométricas de la primavera pasada y de las defoliaciones presentes durante ese invierno. De esta forma, la interacción de primaveras con bajas precipitaciones y defoliaciones severas durante el invierno, ocasionará bajos valores de NVDI o SAVI. Esta relación muestra la gran importancia del clima en estos índices de vegetación. De forma que la respuesta espectral no solo estará condicionada por las defoliaciones acaecidas, sino también, por las características climáticas del año anterior.

Dada la gran importancia de las condiciones climáticas en la respuesta espectral invernal, se realizó una aproximación de la eliminación de la componente climática en la respuesta de los índices (Tabla 3.3., Figuras 3.18., 3.19., 3.20. y 3.21.). Esta aproximación nos permite comparar únicamente la respuesta espectral de las defoliaciones entre todos los años. Los resultados han mostrado resultados significativos en todos los índices de vegetación (Tabla 3.3.). El gráfico de la Figura 3.21., recoge perfectamente la respuesta de los índices ante la defoliación media. Este tipo de análisis es una aportación novedosa de este estudio, mostrando buenos resultados.

Por otro lado, se encontraron correlaciones entre el crecimiento secundario (BAI) y la precipitación de primavera del año (Figura 3.13.). La resolución temporal del crecimiento secundario mediante el estudio de los anillos de crecimiento es anual, por lo que nos da información sobre las condiciones ecológicas y climáticas de ese año. Como ya hemos visto anteriormente, el crecimiento se realiza principalmente en los meses de primavera, por lo que es esperable que primaveras más lluviosas presenten anillos más anchos que otras con escasez de precipitaciones. De forma que anillos estrechos pueden ser consecuencia de condiciones climáticas severas o años con fuertes defoliaciones, para saber cuál es la causa de esta reducción en el crecimiento tenemos los datos de defoliaciones de campo y los datos climáticos de la estación más cercana (Mora de Rubielos).

## 4.3. Efectos de la procesionaria sobre el crecimiento

Los análisis dendrocronológicos demostraron cómo existe un descenso del crecimiento en los años con fuertes defoliaciones (Figuras 3.14. y 3.22.). Sin embargo, este declive está muy determinado por las condiciones locales de cada bosque y las condiciones climáticas. Las fuertes sequías propias del ámbito mediterráneo disminuyen de forma notable el crecimiento, condicionando la respuesta del árbol frente a las defoliaciones. No obstante, las defoliaciones de procesionaria solo disminuyen el crecimiento y el vigor del árbol, sin esperar mortalidades masivas de pinares adultos, solo una gran recurrencia de defoliaciones severas unido a fuertes sequías podría ocasionar la muerte de muchos ejemplares. Estos resultados coinciden con otros estudios como el de Magnussen y Alfaro (2012), en el que estiman las pérdidas de crecimiento en bosques defoliados por insectos.

Otro aspecto novedoso de este estudio es la aproximación de la eliminación de la componente climática sobre el crecimiento, encontrando resultados satisfactorios (Figura 3.22.) En estos análisis se aprecian correctamente las defoliaciones acaecidas en el sitio de muestreo durante el periodo de estudio. En futuros trabajos sería conveniente ampliar la red de sitios de muestreo dendrocronológicos, y realizar este tipo de análisis en más sitios. Esta información sería muy valiosa para reforzar las ideas planteadas en este estudio.

#### **4.4. Características de las masas afectadas y medidas de gestión**

Los distintos análisis apuntan unos mayores daños en las masas con presencia de la especie *Pinus nigra* (Figura 3.2., 3.3. y 3.16.) y menores daños en las masas de *Pinus pinaster* (Figura 3.2., 3.3. y 3.17.). Estos resultados concuerdan con la distinta susceptibilidad de las especies de pinos a los ataques de procesionaria apuntada por Montoya y Hernandez (1998). Además, las zonas más afectadas presentaban una mayor altitud media (Figura 3.15.); como ya hemos visto, las masas de *Pinus nigra* ocupan las zonas más altas del área de estudio, y dada su mayor susceptibilidad aparece esta relación. En zonas con una gradiente altitudinal más amplio, la procesionaria no afecta a pisos bioclimáticos ocupados por *Pinus sylvestris* en sus zonas altas o *Pinus uncinata*, ya que la procesionaria no puede soportar los inviernos severos en pinares de estas altitudes. Por ello, en estudios con un gradiente altitudinal amplio los mayores daños aparecerán en los pinares de altitudes medias-bajas.

La política forestal de los últimos años ha ido encaminada a la creación de numerosas hectáreas de repoblaciones con *Pinus nigra*. Dada la gran susceptibilidad de esta especie, y el marco espacial regular de plantación, se producen fuertes defoliaciones en este tipo de masas ocasionando disminuciones en el crecimiento y el vigor de los bosques afectados e incluso la muerte en individuos jóvenes. Una gestión forestal encaminada hacia el fomento de repoblaciones plurispecíficas, incorporando especies con una menor susceptibilidad a los ataques como el *Pinus pinaster*, occasionaría menores daños, y aumentaría la biodiversidad de los ecosistemas.

Por otro lado, las imágenes de satélite se muestran como una fuente adecuada de información en la detección de defoliaciones en grandes masas forestales. Una vez establecidas correctamente las zonas propensas a los ataques, y la metodología adecuada de procesamiento de la información, es posible la monitorización a lo largo del tiempo de grandes extensiones forestales. Estos aspectos han sido resaltados por autores como Wulder *et al.* (2006), en el que propone el uso de imágenes de satélite como una oportunidad para la detección, el seguimiento y la obtención de información para la gestión de grandes superficies afectadas por plagas forestales. Los autores diferencian el uso de sensores en función de la escala de análisis, recomendando el uso de Landsat a escala de paisaje y para detectar signos ya evidentes de una vegetación con problemas sanitarios.

A partir de estos resultados, se abre un gran abanico de oportunidades para la prospección, detección y seguimiento de defoliaciones de procesionaria para que los gestores de espacios forestales amplios con unos gastos relativamente asumibles, pudieran obtener información precisa del estado sanitario de la vegetación, y en consecuencia, avanzarse a la toma de decisiones.

#### **4.5. Nuevos retos**

En este estudio se ha contado con 10 imágenes de satélite adecuadas para todo el periodo de estudio. Para tener un mejor conocimiento del proceso sería conveniente contar con más imágenes de invierno dentro del periodo de datos. También sería interesante contar con más años con

defoliaciones severas, como: 78-84 o el 95-96. Esta nueva información podría reforzar las conclusiones obtenidas en este documento.

Además, en futuras líneas de trabajo sería conveniente emplear algunos índices de vegetación que tengan en cuenta la problemática de la influencia del suelo. Algunos índices adecuados podrían ser el *Perpedicular Vegetation Index* (PVI) o alguna versión mejorada del SAVI, como el TSAVI o el MSAVI.

Otro aspecto a resaltar es la realización de estudios de este tipo con sensores de alta resolución espacial. Estos nuevos sensores permiten la mejor delimitación de la información espectral de las áreas susceptibles. Estudios como el de Cano *et al.* (2005) con imágenes IKONOS de 4 metros de resolución, han mostrado buenos resultados, con el inconveniente de que no suelen contar con información del infrarrojo medio, por lo que no se pueden calcular el MSI. Además, este tipo de sensores cuenta con pocos años de imágenes disponibles, por lo que serían más adecuados en estudio de defoliaciones actuales.

## 5. CONCLUSIONES

- Las imágenes Landsat aportan una información adecuada en la detección de defoliaciones de procesionaria.
- El índice de vegetación MSI es el que mejor refleja las defoliaciones. El NDVI muestra resultados desiguales y su versión mejorada SAVI presenta mejores resultados. En general, los años con fuertes defoliaciones han presentado un menor valor de NDVI y SAVI, y un mayor valor de MSI, que los años con menores defoliaciones.
- Los mayores daños aparecen en las masas de *Pinus nigra*, siendo la especie más susceptible a los ataques. Por otro lado, los bosques con una mayor presencia de *Pinus pinaster* presentan menores daños.
- Existe una relación clara entre el NDVI y SAVI observado con la precipitación de primavera del año previo. Así como una relación del crecimiento secundario (BAI) con la precipitación de primavera anual.
- La aproximación de la eliminación del clima en los valores de índices de vegetación y crecimiento secundario muestra buenos resultados. Encontramos una clara respuesta de los índices de vegetación frente a las defoliaciones, y un descenso del crecimiento en los años con fuertes defoliaciones. Las sequías ejercen un efecto negativo muy marcado sobre el crecimiento de los pinares mediterráneos.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

Álvarez, M.F.; Lorenzo, H.; Rodríguez, J.R.; Picos, J. y Valero, E. (2005): “Detección de áreas forestales afectadas por el ataque de insectos empleando teledetección y sistemas de información geográfica. Aplicación a las masas de eucalipto afectadas por *Gonipterus scutellatus* en Galicia”. *Actas de la I Reunión de Inventory y Teledetección Forestal*. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, 19: 27-33.

Bannari, A.; Morin, D.; Bonn, F. y Huete, A.R. (1995): “A review of vegetation indices”, *Remote Sensing Reviews*, 13: 95-120

Bentz, B.J. y Endreson, D. (2004): “Evaluating satellite imagery for estimating mountain pine beetle-caused lodgepole pine mortality: current status”. Information Report. *Pacific Forestry Centre*. Canadian Forest Service (no. BC-X-399): 154-163.

Blanco, E.; Bonet, J.A. y Eizaguirre, M. (2009): “Uso de imágenes satélite Landsat para la detección de rodales de *Pinus nigra* Arn. y *Pinus sylvestris* L. afectados por escolítidos”. *Ins-*

*tituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA)*, 18(3), 264-275

- Brockhaus, J.A. y Khorram, S. (1992): “A comparison of Spot and Landsat TM data for use in conducting inventories of forest resources”. *International Journal of Remote Sensing* 13(16): 3035-3043
- Brockhaus, J.A.; Khorram, S.; Bruck, R.I.; Campbel, M.V. y Stallings, C. (1992): “A comparison of Landsat TM and Spot HRV data for use in the development of forest defoliation models”. *International Journal of Remote Sensing* 13 (16): 3235-3240.
- Cano, F.; Navarro, R.M.; García, A. y Sánchez de la Orden, M. (2005): “Evaluación de la defoliación mediante imágenes IKONOS en masas de *Quercus suber* L. en el sur de España”. *Investigaciones Agrarias: Sistemas y Recursos Forestales* (2005) 14(2), 242-252.
- Carus, S. (2004): “Impact of defoliation by the pine processionary moth (*Thaumetopoea pityocampa*) on radial, height and volume growth of Calabrian pine (*Pinus brutia*) trees in Turkey”. *Phytoparasitica* 32: 459-469.
- Chander, G.; Markham, B.L. y Helder, D.L. (2009): “Summary of Current Radiometric Calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI Sensors”. *Remote Sensing of Environment* 113 (2009) 893-903
- Chavez, P.S. (1975): “Atmospheric, solar, and MTF corrections for ERTS digital imagery”. *Proceedings of the American Society of Photogrammetry*, Falls Chusrch, VA.
- Chavez, P.S. (1988): “An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multiespectral data”. *Remote Sensinc of Environment*, 24: 459-479.
- Chavez, P.S. (1996): “Image-based atmospheric corrections. Revisated and improved”, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62: 1025-1036
- Colby, J.D. (1991): “Topographic normalization in rugged terrain”. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 57, 531-537.
- Démolin, G. (1969): “Bioecología de la procesionaria del pino *Thaumetopoea pityocampa* Schiff. Incidencia de los factores climáticos”. *Bol. Serv. Plagas For.* 23: 9-24.
- Dengssheng, L.U.; Mausel, P.; Brondizio, E. y Moran, E. (2002): “Above-Ground Biomass Estimation of Successional and Mature Forests Using TM Images in the Amazon Basis”. *Symposium on Geospatial Theory, Processing and Applications*. Ottawa.
- Devkota, B. y Schmidt, G.H. (1990): “Larval development of *Thaumetopoea pityocampa* (Den. and Schiff.) (Lepidoptera: Thaumetopoeidae) from Greece as influenced by different host plants under laboratory conditions”. *Journal of Applied Entomology* 109: 321-330.
- Duchesne, L.; Ouimet, R. y Houle, D. (2002): “Basal area growth of sugar maple in relation to acid deposition, stand health, and soil nutrients”. *J. Env. Qual.* 31: 1676–1683.
- Eklundh, L.; Johansson, T y Solberg, S. (2009): “Mapping insect defoliation in Scots pine with MODIS time-series data”. *Remote Sensing of Environment*, 113. 1566-1573.
- Ekstrand, S. (1994): “Assesment of forest damage with LANDSAT-TM: correction for varying forest stand characterstics”. *Remote Sensing of Environment* 47: 291-302.
- Evans, B.; Lyons, T.; Barber, P.; Stone, C. y Hardy, G. (2012): “Dieback classification modeling using high-resolution digital multispectral imagery and in situ assessments of crown condition”. *Remote Sensing Letters*, Volume 3, Issue 6, pp. 541-550.
- Franklin, S.E.; Wulder, M.A.; Skakun, R.S. y Carroll, A.L. (2003): “Mountain pine beetle red-attack forest damage classification using stratified Landsat TM data in Britich Cloumbia”, Canada. PE&RS, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 69 (3): 283-288.

- Fritts, H.C. (1976): *Tree Rings and Climate*. Academic Press, London.
- Gilabert, M.A.; Conese, C. y Maselli, F. (1994): “An atmospheric correction method for the automatic retrieval of surface reflectances from TM images”, *International Journal of Remote Sensing*, 15: 2065-2086.
- Goussard, F.; Saintonge, F.X.; Geri, C.; Auger-Rozenberg, M.A.; Pasquier-Barre, F. y Rousselet, J. (1999): “Increasing risks of damage by the pine processionary *Thaumetopoea pityocampa* Denis & Schiff. in Region Centre following climatic change”. *Annales de la Société Entomologique de France* 35: 341-343.
- Heikkilä, J.; Nevalainene, S. y Tokola, T. (2002): “Estimating defoliation in boreal coniferous forests by combining Landsat TM, aerial photographs and field data”. *Forest Ecology and Management*, 158, 9-23.
- Hódar, J.A.; Castro, J. y Zamora, R. (2003): “Pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* as a new threat for relict Mediterranean Scots pine forests under climatic warming”. *Biol. Conserv.* 110: 123-129.
- Holmes, R.L. (1983): “Computer-assisted quality control in tree-dating and measurement.” *Tree-Ring Bull.* 43: 69-78.
- Holmes, R.L. (1994): *Dendrochronology Program Library*. Laboratory of Tree-Ring Research, University of Arizona, Tucson, Arizona, USA.
- Horler, D.N.H.; Dockray, M. y Barber, J. (1983): “The red edge of plant leaf reflectance” *International Journal of Remote Sensing*, 42: 671-677
- Huete, A.R. (1988): “A soil-adjusted vegetation index (SAVI)”. *Remote Sensing of Environment*, 25: 295-309.
- Huete, A.; Justice, C. y Liu, H. (1994): “Development of vegetation and soil indices for MODIS-EOS”. *Remote Sensing of Environment*, 49: 224-234.
- IPCC (2007): “Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability”. *Contribution of Working Group II to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. New York, NY, Cambridge University Press.
- Kanat, M.; Alma, M.H. y Sivrikaya, F. (2005): “Effect of defoliation by *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) (Lepidoptera : Thaumetopoeidae) on annual diameter increment of *Pinus brutia*” Ten. in Turkey. *Ann. For. Sci.* 62: 91-94.
- Magnussen, S. y Alfaro, R.I. (2012): “Linking aerial data of forest insect defoliation and tree ring data to estimate forest level growth losses” *Dendrochronologia*.
- Montoya, R. y Hernández, R. (1998): “La procesionaria del pino”. *Plagas de insectos en las masas forestales españolas*, pp. 67-84. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Muñoz, C.; Fortea, V.; Cobos, P.; Hernández, R. y Sánchez, G. (2003): *Sanidad forestal*. Guía en imágenes de plagas, enfermedades y otros agentes presentes en los bosques. Mundi-Prensa. Madrid.
- Moré, G.; Pons, X.; Burriel, J.A.; Castelles, R.; Ibáñez, J.J. y Roijals, X. (2005): “Diferenciación de cubiertas forestales para el MCSC a partir de la clasificación de imágenes Landsat”. *Actas de la I Reunión de Inventarios y Teledetección Forestal*. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales. 19: 153-162.
- Navarro, R.; Blanco, P. y Fernández, P. (2000): “Aplicación de las imágenes IRS-WiFS al análisis y evaluación de daños producidos por la procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa* Den&Schiff.) en los pinares de Andalucía oriental”. *Mapping Interactivo. Revista Internacional de Ciencias de la Tierra*. 66: 26-36.

- Peña Monné, J.L.; Cuadrat Prats, J.M. y Sánchez Fabre, M. (2002). *El clima de la provincia de Teruel*. Instituto de Estudios Turolenses, Teruel.
- Pitarch García, R. 2002. *Estudio de la flora y vegetación de las sierras orientales del Sistema Ibérico*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, Zaragoza
- Rouse, J.W.; Haas, R.W.; Schell, J.A.; Deering, D.H. y Harlan, J.C. (1974): “Monitoring the vernal advancement and retrogradation (Greenwave effect) of natural vegetation” *Greenbelt*, MD. USA, NASA/GSFC.
- Sokal, R.R. y Rohlf, F.J. (1995):. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. Freeman, New York.
- Stokes, M.A. y Smiley, T.L. (1968): *An Introduction to Tree-Ring Dating*. University of Chicago Press, 73 pp.
- Teillet, P.M.; Guindon B. y Goodeonugh D.G. (1982): “On the slope-aspect correction of multi-spectral scanner data”. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 8: 84-106.
- Villa, G.; Arozarena, A.; Del Bosque, I.; Varcárcel, N.; García, C. y Solís, M.J. (2005): “El Plan Nacional de Observación del Territorio en España”. Proc. *XI Congreso Nacional de Teledetección*, Tomo I, 249-254.
- Vogelmann, J.E. (1990): “Comparison between two vegetation índices for measuring different types of forest damage in the north-eastern United States”. *Int. J. Remote Sensing*, vol. 11, NO. 12, 2281-2297.
- White, J.C.; Wulder, M.A., y Grills, D. (2006): “Detecting and mapping mountain pine beetle red-attack damage with SPOT-5 10m multispectral imagery”. *BC Journal of Ecosystems and Management* 7(2): 105-118.
- Wigley, T.M.L.; Briffa, K.R. y Jones, P.D. (1984): “On the average of correlated time series, with applications in dendroclimatology and hydrometeorology”. *J. Clim. Appl. Meteorol.* 23: 201–213.
- Wulder, M.A. y Franklin, S.E. (2003): “Remote sensing of forest environments: Concepts and Case Studies”, *Kluwer Academic Publishers*, Boston, 519 pp.
- Wulder, M.A.; White, J.C.; Coops, N.C.; Han, T.; Alvarez, M.F.; Butson, C.R. y Yuan, X. (2006):.”A procedure for Mapping and Monitoring Mountain Pine Beetle Red Attack Forest Damage using Landsat Imagery”. *Natural Resources Canada*. Canadian Forest Service (CFS). Pacific Forestry Centre. Victoria, British Columbia. Information Report BC-X-404.
- Yamaguchi, D.K. (1991): “A simple method for cross-dating increment cores from living trees”. *Can. J. For. Res.* 21: 414–416.