



UNIVERSIDAD DE ALMERÍA

FACULTAD DE CIENCIAS EXPERIMENTALES



TRABAJO FIN DE GRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES.

**APLICACIÓN DEL PROGRAMA REMOTE AL SEGUIMIENTO DEL
FUNCIONAMIENTO DE LOS ECOSISTEMAS DE LOS PARQUES
NACIONALES DE ESPAÑA.**

**REMOTE system application for monitoring ecosystem
functioning in the Spanish National Parks Network**



Autor: José Antonio Requena Cabezas

Tutor: Javier Cabello Piñar

Fecha: Junio 2020

ÍNDICE

RESUMEN.....	2
ABSTRACT	3
1. INTRODUCCIÓN	4
1.1. La teledetección como herramienta para el seguimiento del funcionamiento de los ecosistemas y su aplicación a la gestión.....	4
1.2. El programa Copernicus de la UE	5
1.3. La plataforma de seguimiento de Parques Nacionales REMOTE	6
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	8
2.1. Interés del problema.....	8
2.2. Objetivos del trabajo.....	9
3. METODOLOGÍA O ESQUEMA CONCEPTUAL.....	10
3.1. Exploración de la experiencia en teledetección de los gestores de parques nacionales y de la utilidad de REMOTE para ellos.....	10
3.2. Aplicación de REMOTE al Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.....	11
4. RESULTADOS	13
4.1. Resultados de la exploración de conocimientos previos y potencial de REMOTE para el seguimiento a nivel de parque.....	13
4.2. Procesos de cambio ecológico a escala de paisaje observados en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.....	16
4.3. Acciones de gestión susceptibles de ser monitoreados mediante la teledetección de la función ecosistémica: gestión de la matorralización.....	18
4.4. Condiciones de referencia y cambios en el funcionamiento ecosistémico observados con REMOTE compatibles con los procesos ecológicos y las acciones de gestión identificadas.....	20
4.4.1. Condiciones de referencia	20
4.4.2. Tendencias en el funcionamiento ecosistémico durante el período 2001-2018	21
4.4.3. Anomalías en el funcionamiento ecosistémico en el año 2018 (último año completo evaluado) con respecto al periodo 2001-2018.....	23
4.4.4. Consistencia espacial entre las tendencias y las anomalías en los atributos funcionales de los ecosistemas en el periodo 2001-2018.....	24

4.4.5. Persistencia espacial y temporal en las tendencias de los atributos funcionales de los ecosistemas a lo largo de los 3 periodos de análisis más recientes (2001-2016, 2001-2017, 2001-2018).....	25
4.4.6. Hipótesis de asociación entre los cambios en el funcionamiento ecosistémico observados y los procesos de cambio ecológico y acciones de gestión documentadas para el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido	26
5. CONCLUSIONES	33
6. BIBLIOGRAFÍA.....	36

AGRADECIMIENTOS

Este Trabajo Fin de Grado se ha desarrollado en el marco de los trabajos que el Centro Andaluz para la Evaluación y Seguimiento del Cambio Global (CAESCG) está realizando con el Organismo Autónomo de Parques Nacionales del Ministerio de Transición Ecológica y Reto Demográfico, y TRAGSATEC. Por lo tanto, quiero agradecer a todos los organismos involucrados en este trabajo, pues han participado en él de una manera u otra. Y en especial al director del CAESCG, Javier Cabello, por haber tutorizado este trabajo, por su paciencia conmigo durante todo el proceso (no siempre me ha sido posible dedicarle todas las horas que me hubiera gustado y que éste trabajo requería), y por su iniciativa en hacer que este proyecto salga adelante.

A modo de dedicatoria, también me gustaría recordar a Andrés Reyes, que estuvo implicado en el proceso de elaboración de éste TFG hasta el momento de su fallecimiento el 11 de febrero de 2019. Te echamos de menos, y espero que este trabajo sirva, en parte, para recordarte, aunque sólo sea un poco. Gracias por todo Andrés. Me gustaría recordar también a mi abuelo Antonio que, aunque ya fallecido, no me ha podido ver acabar el grado, y me gustaría hacerle un guiño ahora que finalizo mis estudios porque, aunque ya ausente desde hace unos años, sigue estando presente a diario.

Tampoco quiero olvidar a las personas que me han apoyado y animado a formarme en la Universidad: mi madre María Dolores, mi padre José Antonio y mi pareja, Carmen. Ellos simplemente han estado ahí cuando se les necesitaba, en el comienzo, durante el transcurso de la carrera, o al final, y les estoy infinitamente agradecido por confiar en mí, pues había momentos en los que creía que este proceso no iba a acabar nunca. Gracias.

RESUMEN

Este trabajo trata de mostrar la utilidad de la teledetección como herramienta de gestión de espacios protegidos mediante el estudio del funcionamiento ecosistémico. Exploramos para tal fin la herramienta REMOTE, que trata de poner al servicio de los gestores una manera sencilla de obtener la información funcional ecosistémica necesaria para facilitar el desempeño de su labor. Del mismo modo, estudiamos mediante REMOTE la productividad primaria del Parque Nacional del Valle de Ordesa y Monte Perdido y, a través de una consulta bibliográfica, establecemos una serie de hipótesis que expliquen los cambios observados. Exponiendo las principales conclusiones que extraemos de la misma, consideramos la alteración del sistema hidrológico por afección del cambio climático al manto de nieve, la matorralización de pastizales de zonas altas y el abandono de usos del suelo como principales fuentes de los cambios observados en el parque. Además, también extraemos una serie de conclusiones del intercambio práctico que obtuvimos poniendo en manos de los gestores el programa REMOTE. Para valorar con mayor objetividad la utilidad de la herramienta en materia de gestión, se realizó un Focus Group a los gestores, que mostraron un gran interés, tal y como manifiestan los resultados de las entrevistas y que señalan su utilidad para el desempeño de gestión de espacios protegidos.

Palabras clave: Teledetección, espacios protegidos, gestión de ecosistemas, Cambio Climático, Matorralización, abandono usos del suelo, índices espectrales.

ABSTRACT

This work tries to show the usefulness of remote sensing as a management tool for protected areas by studying ecosystem functioning. To this end, we explore the REMOTE program, which tries to provide managers with a simple way to obtain the functional ecosystem information, necessary to facilitate the performance of their work. Likewise, we study the primary productivity of the National Park of el Valle de Ordesa y Monte Perdido through REMOTE and, through a bibliographic review, we establish a series of hypotheses that could explain the changes observed. We expose the main conclusions we draw from it, consisting of the alteration of the hydrological system due to the effect of climate change on the snow cover, the shrub encroachment of highland grasslands and the abandonment of traditional land uses, as the main sources of the changes observed in the park. In addition, we also draw a series of conclusions from the practical exchange that we obtained by putting in the hands of the managers the REMOTE program. In order to assess with greater objectivity, the utility of the management tool, we carry out a Focus Group on managers, who showed a great interest as the results of the interviews show, and which indicates its usefulness for management performance of protected areas.

Keywords: Remote sensing, protected areas, ecosystem management, Climate Change, Shrub encroachment, land use abandonment, spectral index.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. La teledetección como herramienta para el seguimiento del funcionamiento de los ecosistemas y su aplicación a la gestión

Con el término “funciones de los ecosistemas” nos referimos a los procesos físico-químicos y biológicos que ocurren dentro del ecosistema para mantener la vida terrestre (Jax 2010). Estas funciones son el resultado de los procesos ecológicos y las estructuras de los ecosistemas, y son de una enorme importancia para el bienestar humano (Haines-Young & Potschin 2010). Ello se debe no sólo a que constituyen la expresión de la vida tal y como la conocemos en los ecosistemas (Jax 2010), sino también a que representan la capacidad de éstos para proporcionar bienes y servicios que satisfagan las necesidades humanas, ya sea directa o indirectamente (de Groot et al. 2002).

El potencial de la teledetección para caracterizar y monitorear estas funciones es reconocido desde hace tiempo (Pettorelli et al. 2017). Sin embargo, su uso por parte de los gestores del medio ambiente sigue siendo limitado (Cabello et al. 2018). En concreto, los productos de teledetección pueden proporcionar indicadores de gran interés para el seguimiento de las áreas protegidas, ya que el análisis de la dinámica temporal y espacial de los índices espectrales pueden ser útiles para informar sobre la fenología de la vegetación, los procesos de defoliación, la calidad del hábitat, la disponibilidad de agua, o la sombra proporcionada al suelo (Pettorelli et al. 2016). Estos índices son en la práctica indicadores sustitutivos de importantes funciones ecosistémicas tales como la productividad primaria neta, la evapotranspiración, el balance energético entre la atmósfera y la cubierta vegetal, o el régimen de perturbación (Alcaraz-Segura et al. 2013), y en la práctica también representa el asentamiento de una base para la armonización de las evaluaciones en las redes de espacios protegidos (Alcaraz-Segura et al. 2009). Además, al proporcionar información continua para todo el planeta a través de series temporales largas de imágenes, los datos de teledetección pueden contribuir eficazmente a la conservación de los ecosistemas. Por ejemplo, ya existen trabajos que muestran que las imágenes de satélites ayudan a revelar y caracterizar el estado de conservación de parches de hábitat (Requena-Mullor et al. 2018), a identificar las evidencias y la magnitud de la dinámica espacial y temporal de los hábitats (Nagendra et al. 2013), a identificar los umbrales de resiliencia de los ecosistemas (Escribano et al 2017), o a evaluar el riesgo de colapso del ecosistema (Murray et al. 2018). Este tipo de información resulta fundamental para hacer frente a los desafíos que entraña la gestión del medio ambiente, como la preservación a largo plazo de la biodiversidad, la comprensión de las consecuencias de los escenarios de cambio climático, o la reorientación de los esfuerzos en materia de gestión que pretenden aumentar la resiliencia y adaptación de los ecosistemas.

Este marco metodológico y conceptual debe seguir desarrollándose para permitir la adopción de enfoques de gestión adaptativa, con una caracterización dinámica de las condiciones de referencia y de sus cambios a lo largo del tiempo. Una buena estrategia para ello es el desarrollo de programas de seguimiento basados en herramientas de teledetección (Alcaraz-Segura et al. 2007, Cabello et al. 2012), que además ofrecen la ventaja de suponer un bajo coste económico, y en la mayoría de los casos son de libre disposición. Estos programas permiten hacer un seguimiento a escala de paisaje, obteniendo información ecológica sobre porciones de la superficie terrestre cuyo tamaño oscila entre unas pocas hectáreas hasta algunos kilómetros cuadrados, una escala que resulta adecuada para evaluar cómo se ven afectadas las funciones ecosistémicas por los gradientes ambientales o las acciones del ser humano.

1.2. El programa Copernicus de la UE

En relación con el potencial que ofrecen las imágenes de satélite, la Unión Europea puso en marcha el programa COPERNICUS (<https://www.copernicus.eu/en>), una iniciativa conjunta de la Comisión Europea y de la Agencia Espacial Europea que persigue construir un sistema autónomo de observación de la tierra. Este programa se apoya en una familia de satélites de la UE llamados Sentinel, desarrollados para satisfacer las necesidades de los servicios Copernicus y de sus usuarios. El primer satélite fue lanzado en 2014 (Sentinel- 1A), y desde entonces son ya varios los satélites puestos en marcha (Sentinel 2 y 3). Éstos satélites suponen una fuente constante e independiente de datos de alta calidad, que han permitido poner en marcha un conjunto de servicios que se ofrecen de forma gratuita a numerosas áreas de aplicación.

El principal objetivo de COPERNICUS consiste en monitorear el medio ambiente para entender mejor los cambios ambientales que se producen a escala global, su influencia en la población humana, y aplicar esta información en la protección del medio ambiente, la salud y la seguridad de los ciudadanos. Dado el gran esfuerzo que la UE está haciendo en este programa, existe una gran inquietud de que los productos que provee sean realmente aplicados para satisfacer las necesidades de gestión de los estados miembros. Para el caso concreto de la gestión de áreas protegidas, Copernicus puede ser de gran utilidad, ya que aporta información casi en tiempo real que puede apoyar la toma de decisiones o evaluar los resultados de estrategias ya aplicadas, y es por ello, que los gestores de estas áreas se vean empujados a incorporar la teledetección en sus tareas de seguimiento.

1.3. La plataforma de seguimiento de Parques Nacionales REMOTE

En el marco del Plan de Seguimiento y Evaluación de la Red de Parques Nacionales , y del cumplimiento de la normativa básica en materia de parques nacionales y de los acuerdos que se toman en el Consejo de la Red de Parques Nacionales y el Comité de Colaboración y Coordinación de Parques Nacionales, y con el asesoramiento de la Universidad de Almería, nació el sistema REMOTE (Cabello et al. 2016, <https://bit.ly/31gFSkw>) para el seguimiento del funcionamiento de los ecosistemas de la red de Parques Nacionales de España. Este sistema tuvo sus bases en los resultados de un proyecto de investigación (2007-2011) que fue concedido a la Universidad de Almería en el marco de la convocatoria de proyectos de investigación del OAPN.

Desde su origen en 2014, y con el objetivo de maximizar su uso, se configuró un equipo integrado por investigadores, gestores y técnicos para promover su desarrollo. El primer paso dado en este sentido consistió en la elaboración de una guía para la incorporación de la teledetección en el seguimiento de los parques nacionales (Cabello et al. 2012). Posteriormente, se identificaron los objetivos operativos para la herramienta en el marco de la gestión de los parques nacionales, la propuesta y desarrollo de talleres con gestores de los parques nacionales para testar la herramienta con los futuros usuarios y hacerla operativa, y un proceso iterativo de mejora a partir de la elaboración de informes basados en el uso de las versiones de REMOTE iniciales. Es por ello que la herramienta REMOTE y los informes que se están obteniendo para la red de Parques Nacionales continúa aún en proceso de desarrollo y mejora, ya que es a partir de su aplicación cuando se pueden ir detectando posibles mejoras, explorar la relación entre la respuesta ecosistémica y los cambios ambientales y las acciones de gestión, y finalmente, el diseño de protocolos sencillos para REMOTE a las tareas de gestión.

REMOTE se basa en el análisis de series temporales de los índices espectrales de vegetación derivados de imágenes satelitales NDVI (Índice Normalizado de Vegetación) y EVI (Índice Mejorado de Vegetación), y para ello utiliza software libre y de código abierto (Cabello et al. 2016). Aunque se está avanzando en la incorporación de imágenes de mayor resolución espacial y temporal del programa Copernicus, hasta ahora está diseñado para trabajar con el producto MOD13Q1. Este producto procede del sensor MODIS lanzado en órbita terrestre por la NASA en 1999 a bordo del satélite Terra, cuya serie temporal completa empieza en 2001 proporcionando datos cada 16 días, y con píxeles que tienen una resolución espacial de 250 x 250 m. Los índices sobre los que trabaja REMOTE (NDVI y EVI) permiten caracterizar el verdor de la vegetación en el momento en que la imagen satelital es tomada, y han demostrado ser muy útiles para describir a lo largo de grandes extensiones de territorio aspectos relacionados con la dinámica de la productividad primaria neta (PPN) (Alcaraz-Segura et al. 2006, Cabello et

al. 2012), el principal descriptor integrador del funcionamiento de los ecosistemas, y una función ecológica clave en la provisión de servicios ecosistémicos (Fisher et al. 2009, Haines-Young & Potschin 2010). Para ello, REMOTE deriva a partir de la parametrización de la dinámica estacional (es decir, a lo largo de un año) de EVI o NDVI (Figura 1), indicadores (o subrogados) relacionados con atributos fundamentales del funcionamiento de los ecosistemas (atributos funcionales) tales como la productividad primaria, la estacionalidad y la fenología del verdor de la vegetación (Cabello et al. 2016). En concreto REMOTE usa: 1) el valor medio de EVI (o NDVI si se prefiere este índice) a lo largo del año (EVI medio), como subrogado de la productividad primaria de los ecosistemas; 2) el coeficiente de variación de EVI que se observa también a lo largo del año (sCV) como subrogado de la estacionalidad en el verdor de la vegetación; y 3) el momento en el que se observa el máximo valor de EVI (Fecha del Máximo), como subrogado de la fenología de dicho verdor.

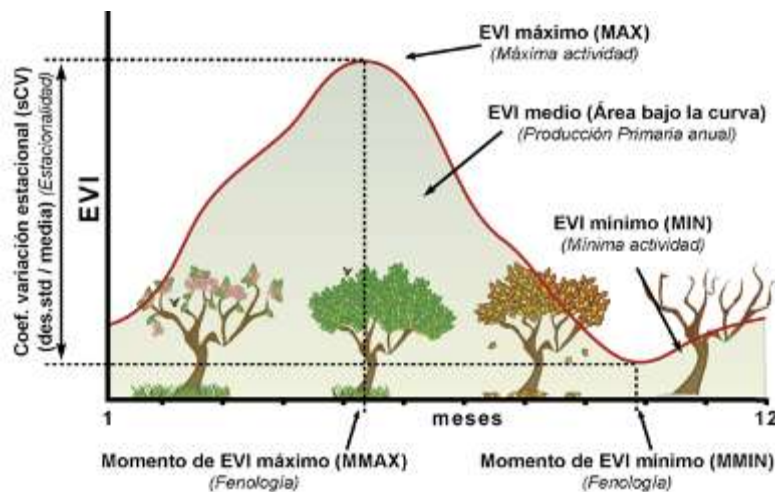


Figura 1. Curva anual de la dinámica del índice de verdor (EVI o NDVI) y atributos funcionales del ecosistema e indicadores del funcionamiento derivados de su parametrización. A esta curva también la llamamos “dinámica estacional del verdor de la vegetación”.

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

2.1. Interés del problema

Los gestores de los parques nacionales requieren de apoyo para incorporar los resultados derivados de REMOTE en sus tareas e informes habituales. Para ello no sólo es necesario mejorar la visibilidad de los resultados y la funcionalidad de las herramientas, sino que también es conveniente identificar buenos ejemplos de situaciones en las que los resultados de REMOTE pueden ser útiles, y apoyarlos en el conocimiento de los avances más actuales en la aplicación de la teledetección a la ecología funcional.

En este sentido debemos tener en cuenta que a pesar de las enormes ventajas que ofrece el uso de datos de teledetección para la gestión y seguimiento de los parques nacionales, su aplicación requiere un conocimiento multidisciplinar que combine experiencia técnica, teórica y práctica.

Como resultado de ello, la integración de la teledetección en los procesos de toma de decisiones sufre de retrasos que mediante el apoyo a los gestores podrían minimizarse. Para avanzar en este sentido, es básico alinear los objetivos de gestión a nivel de parque, y los aspectos técnicos de los programas de seguimiento, en los cuales REMOTE pretende desarrollar un papel importante.

Por otro lado, dado que no sería operativo distribuir REMOTE por sus requerimientos de espacio y mantenimiento, por ahora está albergado en un servidor del OAPN, siendo el organismo el responsable de generar los resultados que se vienen plasmando en los informes anuales de la Red desde 2014 (<https://bit.ly/2NyULqI>).

No obstante, y con el objetivo de promover su uso para facilitar las tareas de gestión, ya está muy avanzada una versión on-line que filtra y sintetiza los resultados más relevantes y que es fácil de interpretar.

Los resultados de REMOTE han sido hasta ahora fundamentalmente de aplicación a nivel de red, ya que permite responder a cuestiones tales como: ¿Qué parques están cambiando más? ¿Existe algún patrón de cambio que afecte a la representatividad de la Red? ¿Está siendo la red efectiva en la protección de ecosistemas singulares/representativos frente al cambio climático y los cambios de uso del suelo?

Sin embargo, constituye también un objetivo para su aplicación, descender al nivel de parque, ayudando a identificar y caracterizar los cambios que están ocurriendo en los ecosistemas. La transición hasta este nivel requiere aumentar la capacidad informativa de REMOTE, y debe servir tanto para identificar procesos de cambio a escala de paisaje que afectan a la conservación de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos, como áreas sujetas a cambio ecológico, que deberían recibir una respuesta de manejo e investigación especial para alcanzar los objetivos de conservación.

2.2. Objetivos del trabajo

La resolución espacial de REMOTE es fundamentalmente aplicable a la interpretación de procesos y cambios que tienen lugar a escala de paisaje, siendo poco útil para el seguimiento de parques muy pequeños, o de ecosistemas y parcelas que ocupan una extensión inferior a 10 ha. Sin embargo, su uso puede revelar procesos y cambios difícilmente perceptibles a escala de parcela y, además, su uso representa un entrenamiento en la comprensión de la dinámica temporal y espacial de los ecosistemas, y una familiarización con las herramientas de teledetección que podrán usarse en el futuro, tales como las imágenes del programa Copernicus (imágenes Sentinel).

El principal objetivo de este trabajo fue el de mostrar la utilidad de REMOTE como herramienta en la gestión de la Red de Parques Nacionales de España. Para ello exploramos en primer lugar los conocimientos previos que tienen los gestores de los parques, y cuál es su percepción de la utilidad y posibles mejoras de REMOTE. Posteriormente analizamos el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNVOyMO), como caso de estudio a través del cual pretendemos vincular las observaciones hechas con REMOTE, con procesos ecológicos o acciones de gestión descritos para dicho parque a partir de investigaciones ecológicas, informes y consultas independientes.

A partir de este análisis establecemos una serie de hipótesis de cambio ecosistémico y sus causas, que serán trasladadas al equipo de gestión del parque.

Con todo ello, por lo tanto, pretendemos que este documento muestre la utilidad de la aplicación de la teledetección en el estudio del funcionamiento ecosistémico para la gestión de ecosistemas en general, y de espacios protegidos en particular.

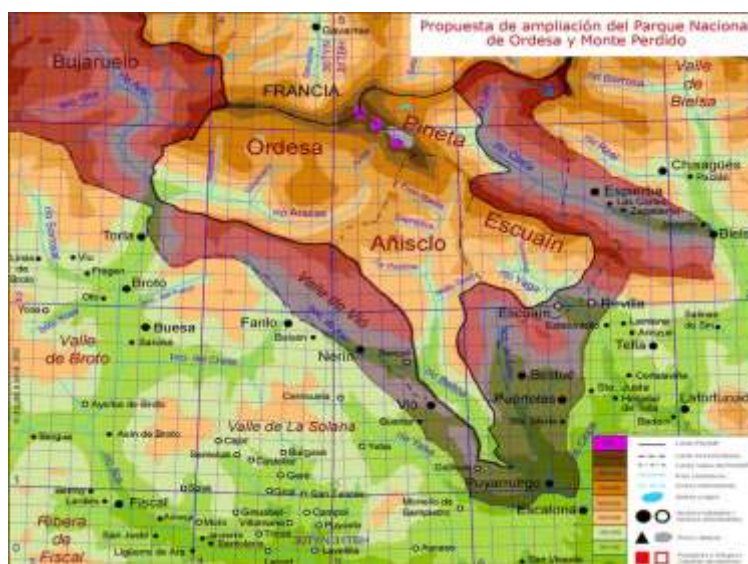


Figura 2. Mapa del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Extraído de Benito Alonso, 2005). En él podemos apreciar la localización por sectores de los principales valles del parque: Valle de Ordesa, Valle de Añisclo y Valle de Escuaín.

3. METODOLOGÍA O ESQUEMA CONCEPTUAL

3.1. Exploración de la experiencia en teledetección de los gestores de parques nacionales y de la utilidad de REMOTE para ellos

En 2016, se llevó a cabo un curso sobre la aplicación de REMOTE destinado a los directores de los parques nacionales en el Centro Nacional de Educación Ambiental (VI Seminario de protocolos de seguimiento a largo plazo en la Red de Parques Nacionales: “Aplicación de la teledetección al seguimiento del estado de conservación de los sistemas naturales”, CENEAM, 27, 28 y 29 de septiembre de 2016, Valsaín, Segovia) para dar a conocer la herramienta y evaluar colaborativamente su funcionalidad. Tras las explicaciones sobre sus fundamentos conceptuales y metodológicos, se hicieron algunas prácticas, y finalmente se pasó una encuesta y se mantuvieron entrevistas con los directores de los parques, cuyos resultados hemos recuperado ahora para identificar los puntos más críticos que deberíamos resolver a través de los casos de estudio. En la práctica, esta forma de proceder responde a la técnica de investigación social denominada “Focus Group”, que se caracteriza por proporcionar un método de exploración, que permite a los participantes expresar sus preocupaciones y/u opiniones dentro de un contexto que es útil para la comunidad científica (Zeller y Carmines, 1980). La encuesta se realizó mediante la herramienta Google Form, e incluyó las siguientes cuestiones:

- *¿Has usado REMOTE alguna vez?*
- *¿Sabes en qué se basa el seguimiento del funcionamiento de los ecosistemas mediante teledetección?*
- *¿Qué confianza tienes en el enfoque científico que utiliza REMOTE?*
- *¿Son complejos los conceptos (Índices de vegetación, dinámica de NDVI/EVI, estacionalidad...) sobre los que trabaja REMOTE?*
- *¿Qué concepto resulta más complicado de comprender?*
- *¿Crees que los índices de vegetación (NDVI o EVI) son útiles para el seguimiento de áreas protegidas?*
- *¿Prefieres tener 2 índices de vegetación (EVI y NDVI) para elegir o hacer más simple y directa la herramienta y trabajar siempre sobre un solo índice? ¿Cuál?*
- *¿Cuál crees que la principal ventaja de emplear NDVI o EVI en REMOTE?*
- *Escalas de trabajo: Puntúa por importancia las escalas de trabajo que te resulten más relevantes.*
- *Módulos de REMOTE: Puntúa por importancia que módulos te parecen más importante de cara a la gestión de un área protegida.*
- *Agregación de la información: Puntúa por importancia qué forma de agregar los datos te parece más importante de cara a la gestión de un área protegida.*

- *Número de variables: ¿Crees que REMOTE incluye demasiadas variables?*
- *¿Cómo valoras, en general, el contenido de REMOTE? ¿Se ajusta la información que proporciona REMOTE a las necesidades de seguimiento y gestión en áreas protegidas?*
- *Valoración general del aspecto: ¿Cómo valoras el aspecto global de REMOTE?*
- *Valoración del aspecto de los menús: Puntúa según tu grado de acuerdo o desacuerdo las diferentes características de los menús de REMOTE.*
- *Visualización de los resultados: Valora el aspecto de los distintos productos que genera REMOTE (Mapas, leyenda de mapas, rampas de color de los mapas, gráficas de dinámicas, gráficas de tendencias)*
- *¿Te gustaría añadir algo más sobre el aspecto de REMOTE?*
- *Según tu opinión, ¿cuál debería ser la siguiente mejora de REMOTE? Selecciona la prioridad que das a cada opción: Incorporar imágenes de otros sensores (mayor resolución espacial), Incorporar información climática, Mejorar y Homogeneizar la categoría "Sistemas naturales", Exportar los resultados a Google Earth.*

Las respuestas a estas preguntas se han analizado, y se muestran agrupadas en tres bloques fundamentales: 1) *Conveniencia del uso de las herramientas de teledetección en los programas de seguimiento de áreas protegidas*, 2) *Aplicaciones de REMOTE a la gestión*, y 3) *Aplicaciones de REMOTE a la conservación*.

3.2. Aplicación de REMOTE al Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

Para la interpretación de los resultados de REMOTE en este parque partimos de los comentarios recibidos en reuniones previas mantenidas por el responsable científico de REMOTE (Dr. Javier Cabello, UAL) con investigadores que desarrollan su actividad allí (e.g. Dr. María Begoña García del CSIC, Dr. Javier Lambán del IGME), y con algunos miembros del equipo de gestión del parque en 2017 y 18. Gracias al intercambio de ideas establecido, se pudo identificar que uno de los procesos más extendidos en el parque que deben ser monitoreados son los procesos de matorralización de los pastizales de altura, y la alteración del ciclo hidrológico. Ambos procesos pueden estar relacionados con la disminución de la capa de nieve y el abandono de las actividades tradicionales en la alta montaña. Estos procesos son compatibles con los cambios que se vienen observando en la productividad primaria, y sobre todo en la estacionalidad de los ecosistemas en los informes del OAPN desde 2014. Así pues, y para responder al objetivo planteado, en el marco de este Trabajo Fin de Grado realizamos dos tareas: 1) la obtención y análisis de mapas y gráficas obtenidas con REMOTE para el último año evaluado (2018), y la revisión bibliográfica sobre procesos de cambio ecológico que están siendo documentados en los Pirineos, y particularmente en el Parque Nacional de Ordesa

y Monte Perdido. Los mapas y gráficas fueron facilitadas por el OAPN y Tragsatec, mientras que para la revisión bibliográfica se realizó una búsqueda en SCOPUS y Google Scholar con la combinación de los términos “Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido” y “Pirineo”, con “vegetación”, “procesos ecológicos”, “cambio climático”, “cambios de uso del suelo”, tanto en español como en inglés. De toda la revisión realizada se identificaron tres artículos clave (Alados et al. 2019, Khorchani et al. 2020, Lambán et al. 2019), a partir de los cuáles se identificaron más artículos relevantes. Esta forma de proceder ha sido calificada como “backward snowballing” (Webster and Watson, 2002), y resulta muy apropiada cuando se pretende trabajar sobre la problemática de un espacio concreto.

4. RESULTADOS

4.1. Resultados de la exploración de conocimientos previos y potencial de REMOTE para el seguimiento a nivel de parque

En cuanto a los resultados de las encuestas en el curso de Valsaín al Focus Group, el 85% de los gestores de los parques estuvo completamente de acuerdo en que la teledetección es de gran ayuda para apoyar los programas de seguimiento de los parques nacionales (Figura 2), el 100% estuvo completamente de acuerdo o muy de acuerdo en que REMOTE podría ser útil para el seguimiento de los cambios en los ecosistemas (Figura 3), mientras que su opinión estuvo algo más repartida en el uso de estas herramientas para configurar un sistema de alerta temprana. No obstante, incluso en este caso, el 77% opinó que estaba muy o completamente de acuerdo con el uso de REMOTE para desarrollar estos sistemas de alerta (Figura 3). En relación al apoyo de la teledetección a las acciones de gestión, sólo el 8% estuvo en desacuerdo con la utilidad de REMOTE para el seguimiento de las intervenciones de gestión. Finalmente, las opiniones fueron más dispares sobre la aplicación de REMOTE a las acciones de conservación, y sólo el 7,7 % estuvo completamente de acuerdo en su aplicación al seguimiento del estado de conservación de especies (Figura 4). Este porcentaje subió hasta el 77% en el caso del seguimiento del estado de conservación de los hábitats. Otras respuestas concretas dadas a las preguntas planteadas se pueden observar en la tabla 1.



Figura 3. Grado de acuerdo de los gestores de los Parques Nacionales de España con el empleo de herramientas de teledetección para el seguimiento.

APLICACIÓN DEL PROGRAMA REMOTE AL SEGUIMIENTO DEL FUNCIONAMIENTO DE LOS ECOSISTEMAS DE LOS PARQUES NACIONALES DE ESPAÑA

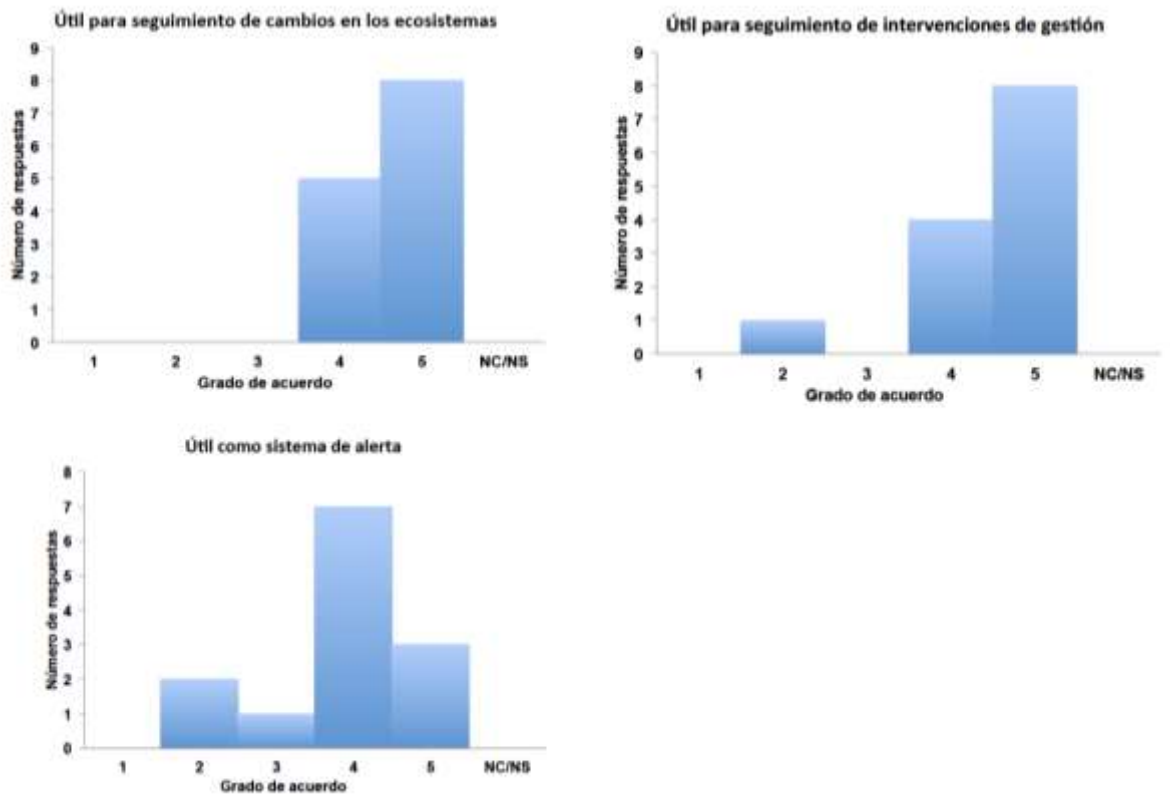


Figura 4. Grado de acuerdo en las aplicaciones a la gestión del sistema REMOTE por parte de los gestores de los Parques Nacionales de España con el empleo de herramientas de teledetección para el seguimiento.

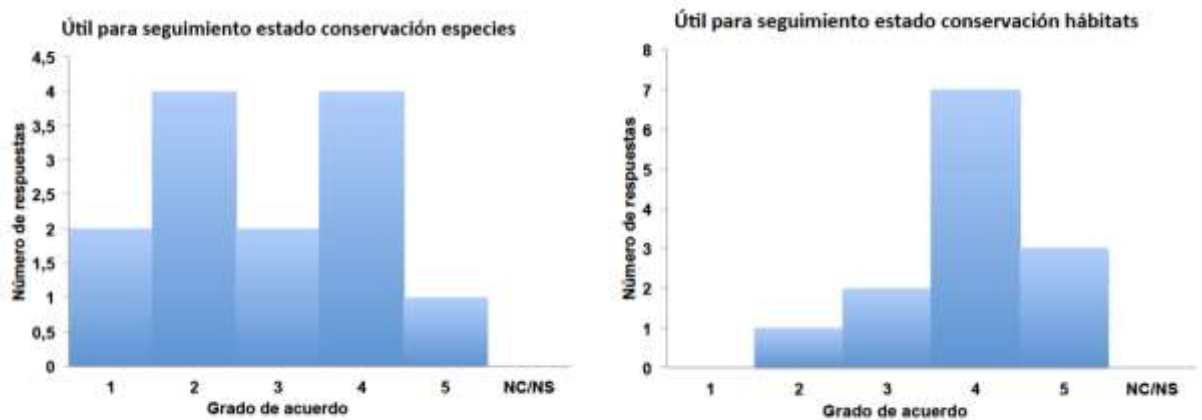


Figura 5. Grado de acuerdo en las aplicaciones a las acciones de conservación del sistema REMOTE por parte de los gestores de los Parques Nacionales de España con el empleo de herramientas de teledetección para el seguimiento.

Tabla 1. Respuestas obtenidas en un curso dirigido a gestores de los Parques Nacionales de España sobre la aplicación de REMOTE a su programa de seguimiento.

PREGUNTA	RESPUESTA
Utilidad de REMOTE como Sistema de Alerta	Seguimiento tras eventos catastróficos (aludes, fuegos...) Para establecer parcelas de mayor seguimiento/investigación Evolución sistemas naturales en el marco del cambio global Valoración estado conservación hábitats Efectos sequía o cambio climático Seguimiento tras alguna fuerte anomalía o perturbación Tendencias productividad Detección de anomalías que habría que explicar por otros métodos Estudios de evolución tras incendios
Sistemas naturales sobre los que se podría trabajar con REMOTE	Medio marino escala mesoregional Matorral de cumbre Teide Brezales Robledal Encinar Pinar autóctono. Pinar de repoblación Sabinal enebreal Borreguiles
Mejoras futuras de la plataforma REMOTE	Se echan en falta explicaciones en pantalla que ayuden a la interpretación de los datos A veces el programa se queda pillado y hay que reiniciar la consulta Habilitar algún sistema que no se relacione tanto con la media para no relativizar la detección de episodios que requieran atención
Otros productos de observación de la tierra (albedo, evapotranspiración...) que podrían ser incorporados a REMOTE	Temperatura suelo (4 veces) Evapotranspiración (Humedad relativa, Precipitación, Variables climáticas)
¿Se deberían proporcionar periódicamente resultados de REMOTE a los gestores? ¿Con qué frecuencia?	En las 23 fechas/lo antes posible (2) Mensualmente (1) Trimestralmente (1) Semestralmente (2) Anualmente (3) A petición ante anomalías/En caso de alerta (2)

4.2. Procesos de cambio ecológico a escala de paisaje observados en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

Como resultado de la búsqueda bibliográfica y de las entrevistas a científicos y gestores del parque identificamos dos procesos de cambio ecológico a escala de paisaje fundamentales en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Estos procesos son: 1) la matorralización de pastizales como consecuencia del abandono de actividades tradicionales de uso del suelo, 2) la alteración de la dinámica hidrológica como consecuencia del cambio climático.

En el primer caso, el abandono de pastizales ha implicado una reducción de las labores de pastoreo y, en consecuencia, una recolonización de los pastizales subalpinos por árboles y matorrales (Vittoz et al., 2008; Peringer et al., 2013), que además es alentada por las prácticas de supresión de incendios (Moreira et al., 2001; Pausas et al., 2008). A través de estos cambios en el uso del suelo, las comunidades de pastizal están siendo sustituidas por comunidades de matorral altamente competitivos como el erizón (*Echinopartum horridum*), como ya se ha reportado en varias zonas alpinas y subalpinas (Anthelme et al., 2002; Tasser and Tappeiner, 2002; Gellrich et al., 2007; Gartzia et al., 2014). Este proceso se ha denominado matorralización, y está creciendo rápidamente como resultado del cambio climático y de los cambios de uso del suelo (Guisan and Theurillat, 2000; Gehrig-Fasel et al., 2007). Esta expansión de especies leñosas es una amenaza seria en la conservación de estos pastizales (Komac et al., 2011; Gartzia et al., 2014; Nadal Romero et al., 2018) y es imperante tomar medidas frente a su abandono, ya que la actividad humana ha jugado un papel clave manteniendo estos ecosistemas durante siglos (Montserrat and Fillat, 1990).

Al igual que abandono de pastizales, el éxodo rural también ha producido abandono de campos de cultivo, que ha tenido consecuencias negativas para los ecosistemas debido al proceso de revegetación por matorrales que han sufrido, el cual es especialmente impactante en las áreas montañosas del mediterráneo, incluyendo Los Pirineos (García-Ruiz and Lana-Renault, 2011). El impacto más relevante procedente de estos cambios en el uso del suelo y del cambio climático, consiste en la disminución significativa en el coeficiente de caudal de los ríos (Beguería et al., 2003; López-Moreno et al., 2008) y en los coeficientes de escorrentía (García-Ruiz et al., 2008; López-Moreno et al., 2011). Respecto al primer impacto, se ha demostrado que la descarga de agua ha seguido una tendencia descendente desde la mitad de la década de 1960 en Los Pirineos, y esto podría deberse más al abandono de la tierra y al crecimiento vegetal que al cambio climático (García-Ruiz and Lana-Renault, 2011). Y respecto al efecto en la escorrentía, éste se produce debido a que los coeficientes de escorrentía en áreas de pastizal son mayores que en áreas de matorral (Nadal-Romero et al. (2013).

La mayor relevancia de la influencia de los cambios de uso del suelo frente al cambio climático es algo que han reportado diferentes estudios, que muestran cambios insignificantes en la composición de las comunidades en pastizales subalpinos en respuesta al calentamiento (Price and Waser, 2000; Vittoz et al., 2009) porque quizás la densidad de las especies locales (e.g. *Poaceae* y *Cyperaceae* con mucha longevidad) obstaculice la invasión de nuevas especies herbáceas, resultando en un limitado reemplazo de especies (Theurillat and Guisan, 2001) y sugiriendo lo importantes que son las interacciones bióticas como impulsoras de los procesos de ensamblaje en estas comunidades.

No obstante, parece que el cambio climático sí está jugando un papel importante sobre la escorrentía, produciendo efectos significativos en la misma (Beguería et al., 2003; Christensen et al., 2004; López-Moreno et al., 2014a). En particular en la cuenca mediterránea por ser una de las regiones más sensibles al cambio climático (Giorgi, 2006). Éste es un proceso climático que ya está en marcha, tal y como asegura el quinto reporte del panel intergubernamental del cambio climático (IPCC, 2013), que pronostica un aumento de 1,5 a 2°C en la temperatura del globo a finales de este siglo. Concretamente, en la region Mediterránea Giorgi y Lionello (2008) estimaron un cambio de al menos 2°C en el aire de la superficie terrestre entre 1961-1990 y 2070-2100.

Éste aumento en la temperatura podría afectar al Parque Nacional del Valle de Ordesa y Monte Perdido (PNVOyMP) alterando el comportamiento del manto de nieve, lo que afectaría a la recarga del acuífero en particular, con ello al sistema hidrológico y por ende a todo el parque, tal y como aseguran Lambán et al. (2019). De este estudio también se desprende que la precipitación favorece una alta humedad en el suelo, lo que creemos que puede favorecer a los ecosistemas de pastizal.

Lambán et al. (2019) estudiaron el sistema hidrológico del PNVOyMP asegurando que la fusión de la nieve provee un caudal de infiltración permanente, que no está limitado por la capacidad de infiltración del terreno dado el alto grado de karstificación en superficie, sino que es la presencia del manto de nieve durante varios meses, sin que ésta se evapotranspire, lo que favorece la infiltración del agua procedente de pequeños episodios de lluvia (el valor de recarga del acuífero se incrementa entre un 70 y un 80% si permanece el manto de nieve). No obstante, la nieve caída puede disminuir por sublimación antes de fundirse y en especial por ablación por acción del viento, lo que puede hacer que debido al aumento de la temperatura producido por el cambio climático se reduzca el manto de nieve por dicha sublimación. Todo esto pone de manifiesto la elevada vulnerabilidad de los recursos de agua del parque ante el cambio climático, y el riesgo que esto entraña en cuanto a la conservación de sus valores naturales.

4.3. Acciones de gestión susceptibles de ser monitoreados mediante la teledetección de la función ecosistémica: gestión de la matorralización.

Se reconocen dos alternativas de gestión frente a los procesos de matorralización: el fuego prescrito y el desbroce. El efecto perseguido por ambas acciones es reducir la cobertura del matorral para el mantenimiento de pastos. En los dos casos se trata de labores de gestión tradicionalmente utilizadas en los Pirineos, junto al pastoreo, y cuya efectividad ha sido evaluada recientemente por diversos investigadores. En este sentido, Alados et al. (2019) compararon los efectos del fuego prescrito frente al desbroce, para comprobar su efectividad revirtiendo la matorralización.

Los resultados obtenidos muestran que el desbroce es una labor de gestión más eficiente que el fuego prescrito para restaurar los pastos tras la invasión de los arbustos, ya que la quema implica una mayor degradación del suelo y una recuperación más rápida del erizón (*E. horridum*), un arbusto pirófito. Además, descubrieron que el desbroce contribuyó en mayor medida a recuperar la vegetación original de pastizales, porque las plántulas de *E. horridum* mostraron menores tasas de germinación, y las especies que se instalaron tras el tratamiento fueron más similares al pasto original (leguminosas, hierbas no leguminosas y pastos). No obstante, concluyeron que las dos labores de gestión estudiadas fueron eficaces para controlar a *E. horridum* y mejorar la calidad del pasto en materia de diversidad y composición de especies, pero que no fueron suficientes para revertir el ecosistema al pastizal original bien conservado.

En la misma línea Khorchani et al. (2020) compararon una estrategia de gestión activa de desbroce de los matorrales, frente a una estrategia de gestión pasiva consistente en dejar que la matorralización siguiera su curso. Estos autores utilizaron técnicas de modelización para evaluar el efecto del desbroce en campos de cultivo abandonados. El hallazgo más importante de estos autores fue que el desbroce de matorrales incrementa el caudal anual en el valle estudiado, reduce la evapotranspiración anual y reduce el déficit de saturación del suelo. Los resultados mostraron que el primer año tras la labor de gestión, el caudal aumentó un 16%, mientras que la evapotranspiración y el déficit de saturación del suelo disminuyeron en torno a -9% y a -6% respectivamente.

En la serie completa de 10 años posterior al desbroce se comprobó que el caudal aumentó entre un 7,1% y un 24,2%, mientras que la evapotranspiración y el déficit de saturación del suelo disminuyeron entre -2,6% y -8,7% y entre 2,7% hasta -6% respectivamente, teniendo lugar los efectos más importantes en los primeros 3 años tras el desbroce, siendo estos resultados proporcionales a la intensidad de desbroce aplicada, y dependiendo en buena medida del cambio y la variabilidad climática así como del surgimiento de sequías. De hecho, se estimó que el aumento del caudal tiene lugar normalmente durante el periodo húmedo y es mayor en años húmedos.

El desbroce es una acción de gestión llevada a cabo por algunas administraciones regionales españolas, con apoyo financiero de la Unión Europea, para promover la generación de pastizales y reducir los incendios forestales (Lasanta et al., 2018) que, además, junto a la tala, resultan generalmente en un aumento en los coeficientes de escorrentía (Andréassian, 2004; Simonit et al., 2015; Yurtseven et al., 2018). Aunque este efecto en la escorrentía se atenúa en entornos mediterráneos debido a las altas tasas compensatorias como consecuencia de la evapotranspiración del sotobosque y de la superficie (Tague et al., 2019).

La mayoría de los pastizales se consideran ecosistemas dependientes del régimen de incendios, ya que el régimen de incendios ha controlado históricamente la expansión de la vegetación leñosa (Limb et al., 2016). El fuego prescrito se ha utilizado como herramienta de gestión en los ecosistemas de pastizal para regenerar pastos, porque el fuego puede promover la producción, la calidad y la palatabilidad del forraje y además abre nuevas áreas de forraje donde el cerramiento de la cobertura por matorrales obstruía el acceso a áreas de pasto (Hobbs and Spowart, 1984; Cook et al., 1994; Cubit, 1996; Collins et al., 1998; Fernandes et al., 2013; Clark et al., 2016; Santín and Doerr, 2016).

El pastoreo favorece la diversidad de plantas y la complejidad de la comunidad en los pastos subalpinos. Además, esta acción llevada a cabo por herbívoros vertebrados, reduce el impacto del calentamiento en comunidades vegetales en ecosistemas alpinos, manteniendo la abundancia de gramíneas en contraste con el incremento de vegetación leñosa en áreas sin presencia de pastoreo (Post and Pedersen, 2008; Speed et al., 2012). Por ejemplo, los herbívoros grandes como el reno mejoran el ciclo de nutrientes y la productividad, reducen la cobertura de matorrales y promueven la vegetación de gramíneas en la tundra Ártica (Van der Wal, 2006).

Otros estudios sobre reducción de vegetación revelaron que ésta provoca un gran impacto en la dinámica hidrológica y de la vegetación en las cabeceras superiores y han mostrado otra serie de efectos positivos en los ecosistemas en el control de incendios (Lasanta et al., 2018), la gestión del ganado (Lasanta et al., 2019), el paisaje y la biodiversidad (Lasanta et al., 2013), y la calidad del agua (Nadal-Romero et al., 2019).

Korchani et al. (2020) creen que, en el contexto de los efectos del cambio climático, un incremento de 2°C en la temperatura podría reducir los efectos de la gestión activa (Desbroce) en el régimen hidrológico y acelerar la recuperación del carbono vegetal (revegetación) dadas unas condiciones pluviométricas medias. Esto se debe a que, dependiendo de la intensidad de desbrozado y del área total desbrozada, el carbono vegetal puede tardar entre 3 y 9 años en recuperarse hasta los niveles de predesbroce. El cambio climático en este caso podría acelerar el proceso de recuperación del carbono

vegetal, aunque este proceso pueda acentuarse por el aumento de humedad del suelo que aparece tras el desbroce.

Pese a la existencia de estos prometedores y beneficiosos resultados, la estrategia óptima que garantiza la sustentabilidad de pastizales alpinos y subalpinos aún no se conoce. Se espera que la respuesta de la comunidad vegetal a un tratamiento de gestión dado dependa de las características de las especies dominantes y del régimen de perturbaciones del lugar (Pausas et al., 2008). Es por esto por lo que, dada la dificultad para recuperar pastizales matorralizados, es recomendable prevenir la pérdida de los pastizales subalpinos con prácticas de gestión activas enfocadas en mantener una presión de pastoreo alta, especialmente en el frente de avance del matorral. También existe consenso en evitar el aislamiento de los parches de pastizal estableciendo corredores que los conecten y favorezcan el acceso del ganado a las áreas más remotas. Finalmente, también se sugiere el uso de vallados para mantener a los animales durante algunos días en los pastizales menos preferentes.

4.4. Condiciones de referencia y cambios en el funcionamiento ecosistémico observados con REMOTE compatibles con los procesos ecológicos y las acciones de gestión identificadas

4.4.1. Condiciones de referencia

Los resultados obtenidos en relación a la dinámica estacional del verdor de la vegetación mostraron los siguientes patrones:

- El verdor de la vegetación muestra su mínimo en invierno, aumenta rápidamente a mediados de primavera, seguramente por el efecto del deshielo, hasta alcanzar su máximo en las primeras fechas del verano. Posteriormente, disminuye suavemente hasta principios de otoño, momento en el que el descenso es más fuerte debido a la extensión de la nieve.
- La dinámica estacional del verdor de la vegetación a lo largo del año presenta una dinámica diferenciada entre norte y sur del parque. La mitad norte del parque está constituida casi exclusivamente por las zonas de mayor altitud, cuya vegetación presenta nula o escasa actividad en los meses de invierno y máxima actividad en verano. En cambio, en la mitad sur, los valles de los ríos Arazas, Ballós y Yaga tienen actividad durante todo el año, con mínimos en verano y máximos en invierno.

En relación a los valores medios de los atributos funcionales de los ecosistemas (Figura 6), se observó los siguientes:

- Los valles de los ríos son las zonas del parque con mayor productividad, ya que presentan actividad durante todo el año. Debido a la naturaleza escarpada de sus vertientes y el amplio rango altitudinal de éstas, la magnitud del verdor decrece rápidamente en las posiciones más lejanas al curso del río (zonas de mayor altitud). En las zonas más altas, bajo la influencia de períodos nivales y ocupando posiciones alejados de los ríos, el verdor de la vegetación es menor, siendo el EVI medio anual cercano a 0 en las gleras, roquedos y glaciares.
- La estacionalidad es menor en los valles, donde los ecosistemas forestales tienen predominancia. Las zonas altas tienen una estacionalidad mayor, con máximo en los glaciares, debido a que la vegetación tiene que lidiar con periodos en los que está cubierta por una capa de nieve.
- La fenología de los valles sitúa la fecha del EVI máximo a finales de primavera, con excepciones en algunos píxeles de las laderas orientadas al sur de los valles de Ordesa y Escuaín, donde tiene lugar a finales de invierno. En las zonas de más altitud, la fecha del EVI máximo está situada en los meses de verano o principios de otoño.

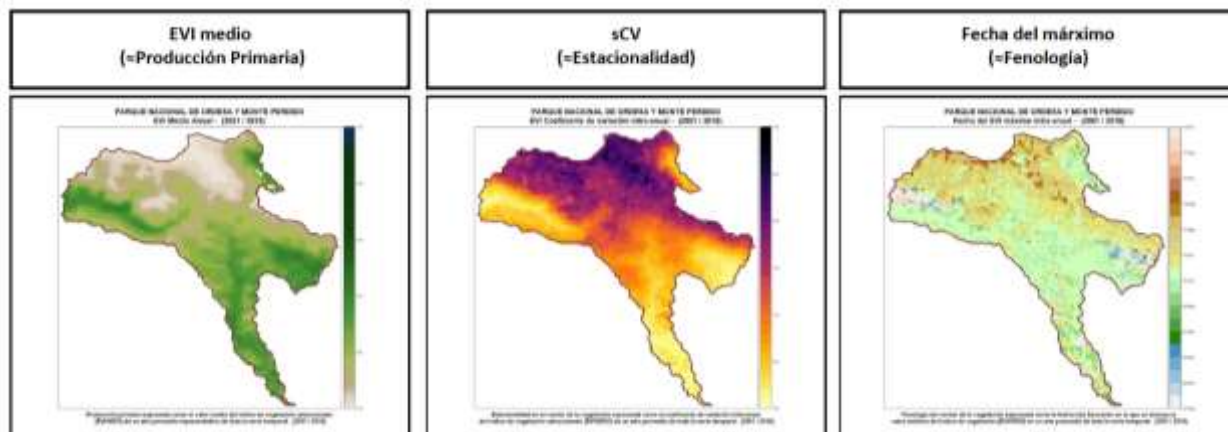


Figura 6. Condiciones de referencia: valores medios de la producción primaria neta, estacionalidad y fenología para el periodo 2001-2018.

4.4.2. Tendencias en el funcionamiento ecosistémico durante el período 2001-2018

Patrones de cambio gradual observados en el en el verdor de la vegetación fueron:

- Se detecta una tendencia a disminuir el verdor de la vegetación en los meses de invierno (enero a marzo) y primavera (finales de mayo, finales de junio y primera

quincena de julio), si bien esta tendencia no se detecta en la última quincena de abril y la primera de mayo. Esta tendencia está concentrada en los valles del parque.

Tendencias para los atributos funcionales de los ecosistemas (Figura 7):

- Se detecta una tendencia a disminuir la productividad primaria (EVI medio) en los valles del Parque, mientras que tiende a aumentar en las partes más altas, donde se sitúan los pastizales.
- Las tendencias a reducir la estacionalidad están muy extendidas en el conjunto del parque, aunque hay una clara diferencia entre las partes altas y los valles de los ríos. Mientras los valles muestran un patrón de cambio gradual de aumento en la estacionalidad del dosel vegetal, las partes altas lo muestran de descenso. Esto indica que la variabilidad anual en el verdor de la vegetación (básicamente la diferencia entre los valores más altos y los más bajos) se está reduciendo en estas zonas altas, lo que puede deberse a una posible reducción del periodo en que están cubiertas por capas de nieve. Este hecho sería también compatible con el incremento en la productividad de estas áreas (descrito con anterioridad), y con lo observado para los cambios en la estacionalidad de los valles. Una reducción en periodo de nieve en las partes altas podría dar lugar a una extensión del periodo en que los prados no están cubiertos por ésta, y a una reducción en el caudal de los ríos y la escorrentía de las laderas, dando lugar a mayores contrastes en el verdor de la vegetación de los valles a lo largo del año.
- La mayor parte del parque muestra una tendencia a adelantar la fecha del EVI máximo, con la excepción de algunos píxeles situados en los valles de Ordesa, Añisclo y Escuaín. Este patrón también podría ser compatible con la reducción del periodo nival.

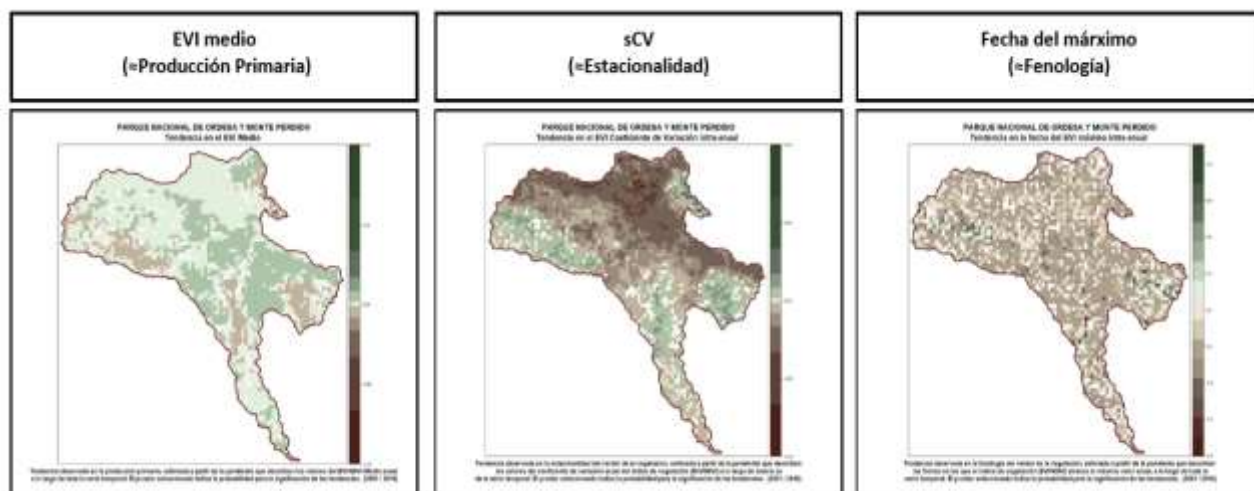


Figura 7. Patrones de cambio gradual (tendencias) observados en el periodo 2001-2018 en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido para la producción primaria neta, estacionalidad y fenología.

4.4.3. Anomalías en el funcionamiento ecosistémico en el año 2018 (último año completo evaluado) con respecto al periodo 2001-2018

Anomalías en la dinámica estacional del verdor de la vegetación:

- El verdor de la vegetación en 2018 fue inferior en los meses de invierno y primavera al registrado para estos mismos meses en el conjunto de la serie temporal. En particular la quincena del 25 de mayo mostró una anomalía importante, registrando un valor de EVI que se alejó incluso de la variabilidad observada en la serie temporal. Si bien en estos meses las anomalías negativas (valores por debajo de la media) estuvieron concentradas fundamentalmente en los valles (excepto el de Añisclo), en la fecha señalada se extendieron a gran parte del parque. El resto del año, y prácticamente en todo el parque, las anomalías fueron positivas, aunque con una magnitud muy reducida. Una excepción a este comportamiento tuvo lugar en el mes de noviembre en que las anomalías volvieron a ser negativas.

Anomalías en los atributos funcionales de los ecosistemas:

- El parque mostró una concentración de anomalías negativas en 2018 en la productividad primaria en los valles, si bien en el valle de Añisclo, éstas fueron positivas. Por otro lado, en las zonas de alta montaña la productividad también mostró valores superiores a los de la media del periodo, probablemente debido a la menor duración del hielo sobre la zona.

- Mientras que las partes altas de la porción norte del parque mostraron en 2018 anomalías negativas (descenso) de gran intensidad en la estacionalidad, se observó justo lo contrario en la mitad sur del parque, excepto en el valle de Añisclo, en que la estacionalidad aumentó, aunque con menor intensidad.
- Con respecto a la fenología, no se observaron apenas cambios en la fecha del máximo de EVI, aunque existen zonas como las laderas de los valles, donde dicha fecha se está retrasando en algunas porciones del paisaje.

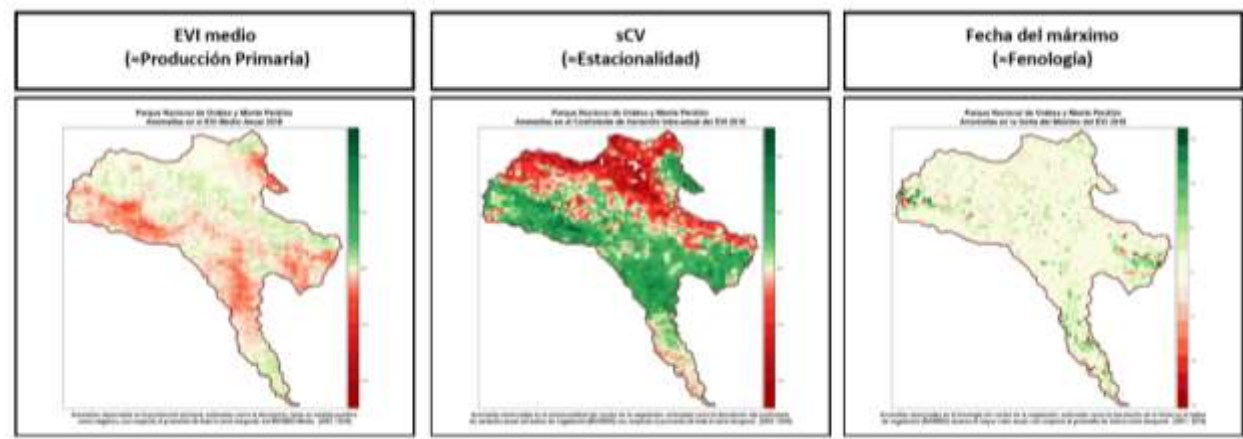


Figura 8. Anomalías observadas en el año 2018 en relación al comportamiento medio para el periodo 2001-2018 en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido para la producción primaria neta, estacionalidad y fenología.

Anomalías en los atributos funcionales del ecosistema en el año en curso (2019):

- Las anomalías del EVI de 2019, parecen estar concentradas en los meses de invierno y primavera, siendo por lo general positivas (aumenta la productividad) a excepción de las fechas 2 de febrero, 18 de febrero, 7 de abril y 23 de abril, donde aparecen anomalías negativas (disminuye la productividad). El aumento de la productividad parece estar concentrado en los ecosistemas de pastizal situados en el centro del parque, y en las laderas orientadas al sur. Por otro lado, los ecosistemas de bosque muestran algunos síntomas de descenso en la productividad, un comportamiento que se mantiene en el valle de Pineta en los meses de primavera.

4.4.4. Consistencia espacial entre las tendencias y las anomalías en los atributos funcionales de los ecosistemas en el periodo 2001-2018

- La tendencia de la productividad en el periodo y las anomalías respecto a la media encontradas en el año 2018 son, en general, consistentes entre sí en la mayor

parte del parque, lo que estaría mostrando un patrón consistente de cambio tanto en los incrementos como en los descensos en la productividad primaria. Esto es, descenso de la productividad primaria en los valles y aumento de la misma en las zonas altas.

- Lo mismo podríamos decir para la estacionalidad en las zonas de alta montaña del norte del parque, y en los valles de los ríos. Esto consolida un patrón de cambio gradual hacia una menor estacionalidad en las primeras, y mayor estacionalidad en los segundos. En las zonas altas de la porción central del parque tendencias y anomalías no son consistentes, lo que indicaría que el patrón de cambio no muestra aún una dirección clara, o al menos, que no está consolidada.
- En casi todo el parque la tendencia de la fenología es a adelantar la fecha del máximo de EVI, lo que no se corresponde con los valores observados en 2018, en que se identificaron pocas anomalías negativas (a adelantar el pico máximo) en las laderas de los valles de Ordesa, Añisclo y Escuaín, mezcladas con algunas positivas.

4.4.5. Persistencia espacial y temporal en las tendencias de los atributos funcionales de los ecosistemas a lo largo de los 3 periodos de análisis más recientes (2001-2016, 2001-2017, 2001-2018)

- A lo largo de las tres últimas series temporales evaluadas (2001-2016, 2001-2017 y 2001-2018), se observa que la tendencia en la productividad primaria en las partes altas y los valles de los ríos se mantienen, si bien varían su extensión, habiéndose ampliado tanto en un caso como en otro. Esto indicaría que la productividad de los valles continúa disminuyendo, mientras que la de las partes altas aumenta. Como hemos señalado ya anteriormente este patrón podría explicarse por la reducción en la cubierta de nieve a lo largo del año.
- Algo similar ocurre con la estacionalidad en que las partes más altas tienden a reducir su estacionalidad, mientras que los valles la aumentan. Como ya se ha comentado antes, esto también sería compatible con el comportamiento de la cubierta de nieve.
- Finalmente, Por lo general, las tendencias de la fenología a adelantar el pico máximo de actividad de la vegetación se mantienen y muestran un aumento de su extensión y magnitud en el año 2018.

Persistencia y consistencia espacial en las anomalías de la dinámica estacional del verdor de la vegetación y los atributos funcionales de los ecosistemas a lo largo de los 3 periodos de análisis más recientes (2001-2016, 2001-2017, 2001-2018)

- Las anomalías negativas en la productividad primaria registradas en los valles han aumentado en extensión a lo largo de los tres últimos años. Por el contrario, las anomalías positivas que se venían observando en las partes altas del parque, se han ido reduciendo en extensión, aunque aún se mantienen en algunos lugares (e.g. valle de Añisclo).
- Las anomalías de la estacionalidad muestran una clara división norte-sur en el parque, de forma que de forma general en el norte disminuye la estacionalidad, mientras que en el sur aumenta. No obstante, cabe señalar que en general han aumentado las anomalías positivas.
- Las anomalías de la fenología del parque son heterogéneas en los años considerados, de forma que se adelanta o atrasa la fecha del EVI máximo de forma dinámica y en función de las condiciones de un año concreto. Sin embargo, los valles parecen mantener cierta anomalía positiva en los años, lo que indicaría que están atrasando la fecha del EVI máximo.

4.4.6. Hipótesis de asociación entre los cambios en el funcionamiento ecosistémico observados y los procesos de cambio ecológico y acciones de gestión documentadas para el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

Como resultado de la conjunción del análisis del funcionamiento ecosistémico a nivel de productividad primaria neta mediante REMOTE del Parque Nacional del Valle de Ordesa y Monte Perdido, y de la consulta bibliográfica enfocada en entender los procesos que influyen en los cambios observados fruto de dicho análisis, hemos obtenido las siguientes posibles explicaciones a dichos cambios, que exponemos a modo de hipótesis.

Respecto al análisis del funcionamiento ecosistémico en todo el periodo de estudio y habiendo observado la dinámica estacional del verdor de la vegetación a lo largo del año observamos una disminución en el verdor de la vegetación de enero a marzo, a finales de mayo y junio, y primera quincena de julio, observada particularmente en el valle de los ríos. Creemos que estos cambios tienen que ver con el descenso en el caudal de los ríos (Beguería et al., 2003; López-Moreno et al., 2008) y en la escorrentía de las laderas (García-Ruiz et al., 2008; López-Moreno et al., 2011), así como a una posible alteración de la dinámica del manto de nieve, que habría afectado al sistema hidrológico y con ello al conjunto del parque (Lambán et al. 2019). También observamos un descenso en la productividad primaria neta en los valles, medida mediante el EVI medio, y un aumento de la misma en las zonas altas de pastizal. Creemos que su descenso en los valles se debe a los mismos motivos ya expuestos relacionados con la escorrentía y el caudal de los ríos, pero el aumento de la PPN en los pastizales creemos que se debe a la matorralización de los pastizales de altura. Ambos cambios producen pérdida de vigor en

la vegetación de los valles, posiblemente debido a la menor disponibilidad de agua para las plantas.

En cuanto a la estacionalidad, se observa una tendencia general a reducirse en todo el parque, pero diferenciando las zonas altas de pastizal, en las que tiende a reducirse, de las zonas de valle, en las que tiende a aumentar. Creemos que esto se debe a la alteración del sistema hidrológico debido a la reducción del periodo del manto nival producido por el cambio climático y por tanto a una reducción del período en el que los pastizales de zonas altas están cubiertos por nieve, que produce una extensión temporal de la estación de crecimiento de la vegetación en las partes altas. Además, una mayor presencia de especies leñosas fruto de la matorralización aumentaría los índices de verdor anuales reduciendo la estacionalidad en comparación con las especies herbáceas anuales que ocupan los pastizales, que además se vería favorecido por una reducción de la infiltración y con ello de la humedad en el suelo (Lambán et al. 2019), que perjudicaría a las especies herbáceas del pastizal, que se ven favorecidas por una mayor humedad en el suelo. Esta disminución en la infiltración también produciría un menor periodo de recarga del acuífero por la reducción del periodo del manto de nieve, y por ello creemos que el periodo de descarga del acuífero en los ríos que forman los valles sería menor, y por tanto se vería reducido el periodo en el que la vegetación riparia tiene una mayor disponibilidad de agua, mostrando una estacionalidad mayor al concentrar su estación de crecimiento en un menor periodo de tiempo. Este descenso en la disponibilidad de agua para la vegetación riparia se vería además favorecida por el abandono de los usos del suelo tradicionales, que reduce los coeficientes de escorrentía (García-Ruiz et al., 2008; López-Moreno et al., 2011) y por lo tanto también disminuiría el caudal en los ríos de los que estas especies toman el agua.

Referente a la fenología, se observa un adelanto en la fecha del momento de máximo verdor de la vegetación, extendida en todo el parque menos en algunos píxeles de los Valles de Ordesa, Añisclo y Escuaín. Creemos que este cambio está asociado a la reducción del periodo nival porque podría derivar en un adelanto de la disponibilidad hídrica para la vegetación, lo que podría provocar que el final de la estación de crecimiento también se adelante, por acabarse antes la reserva de agua en el suelo. Estos cambios en la fenología podrían producir desacoplamientos en las interacciones biológicas que involucran a la vegetación, así como modificaciones del ciclo biológico de las plantas (Donoso et al. 2015).

Tabla 2. Hipótesis de asociación entre las tendencias en el funcionamiento ecosistémico observados y los procesos de cambio ecológico y acciones de gestión documentadas para el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.

Cambios en el funcionamiento ecosistémico	Tendencias observadas a lo largo de la serie temporal	Proceso con el que es compatible*	Impactos más relevantes sobre la vegetación
En la dinámica estacional del verdor de la vegetación a lo largo del año	Disminución en el verdor de la vegetación de enero a marzo, a finales de mayo y junio, y primera quincena de julio, particularmente en los valles de los ríos.	Reducción del caudal de los ríos y escorrentía de las laderas. Alteración de la dinámica hidrológica.	Pérdida de vigor de las formaciones riparias.
En la productividad primaria neta (EVI medio del periodo)	Disminución de la PPN en los valles (ecosistemas riparios) y aumento en las partes más altas (pastizales).	Disminución del caudal de los ríos. Disminución de la escorrentía. Alteración de la dinámica hidrológica Matorralización de pastizales.	Pérdida de vigor de las formaciones riparias.
En la estacionalidad del dosel	Reducción de la estacionalidad muy extendida en el parque, pero con clara diferencia entre partes altas y valles: aumento en los valles, y disminución en las partes altas.	Reducción del período en el que los pastizales de zonas altas están cubiertos por nieve. Matorralización. Reducción del caudal de los ríos y de la escorrentía de las laderas.	Extensión en el tiempo de la estación de crecimiento de la vegetación de las partes altas. Matorralización de pastizales con especies perennes. Concentración de la estación de crecimiento de la vegetación riparia en menor periodo de tiempo.
En la fenología del dosel	Adelanto de la fecha de EVI máximo muy extendido en el parque, salvo algunos píxeles de los valles de Ordesa, Añisclo y Escuaín.	Reducción del periodo nival, lo que puede derivar en disponibilidad hídrica para las plantas adelantada en el tiempo. Esto puede implicar que el final de la estación de crecimiento también se adelante, ya que se acabará antes la reserva de agua en el suelo.	Desacoplamiento en las interacciones biológicas que involucren a la vegetación. Modificaciones del ciclo biológico en plantas.

** En todos los casos consideramos que los impulsores de cambio resultan de la combinación de: cambios en el manto de nieve, disminución de la precipitación, cambios de uso del suelo en las partes altas del parque (abandono del pastoreo, falta de gestión del pastizal mediante fuegos).*

En cuanto a las anomalías en el funcionamiento ecosistémico observadas con REMOTE en el último año evaluado (2018), a los posibles procesos asociados que creemos que los pueden causar y a los impactos que creemos que pueden producir, nos encontramos unos resultados muy similares a los observados de manera general en todo el periodo temporal que acabamos de describir, aunque con ligeros cambios en algunos parámetros. En el caso de la dinámica estacional del verdor de la vegetación a lo largo del año, observamos que el descenso en este parámetro se produce en los meses de invierno y primavera en los Valles de Ordesa y Escuaín, y observamos fuertes descensos en el EVI en la mayor parte del parque en la segunda quincena de mayo, siendo las anomalías levemente positivas el resto del año. Creemos que esto está asociado a las reducciones del caudal de los ríos y de la esorrentía de las laderas y a la alteración de la dinámica hidrológica, y que todo ello puede provocar la pérdida de vigor de las formaciones riparias, impacto que coincide con las anomalías negativas en la productividad primaria neta (EVI medio) que observamos en estos valles. En este caso creemos que están asociadas a una menor duración de la cubierta de nieve, que repercute negativamente en la descarga del acuífero en los valles. No obstante, se observan anomalías positivas en la PPN en el valle de Añisclo y en las zonas de alta montaña del norte del parque, que en este caso pueden producir un aumento del vigor de la vegetación de estas zonas.

En cuanto a la estacionalidad, en 2018 se observa un descenso en las partes altas del norte y un aumento en la porción sur, pese a que en el valle de Añisclo se observa un aumento más leve. Creemos que todo ello está asociado con la reducción del caudal de los ríos y de la esorrentía de las laderas, y la reducción del periodo en el que los pastizales de zonas altas están cubiertos por nieve. Creemos que esto puede producir matorralización de pastizales con especies perennes por la reducción del tiempo en el que el suelo se mantiene con mayor humedad y también concentración de la estación de crecimiento de la vegetación riparia en menor periodo de tiempo en los valles de Ordesa y Escuaín.

Referente a la Fenología, este año observamos un retraso en el momento de máximo verdor de la vegetación en las laderas de los valles, lo que creemos que está asociado a una alteración del ciclo hidrológico y de la escorrentía de las laderas y que puede producir un desacoplamiento en las interacciones biológicas que involucren a la vegetación de las laderas de los valles.

Tabla 3. Hipótesis de asociación entre las tendencias en el funcionamiento ecosistémico observados y los procesos de cambio ecológico y acciones de gestión documentadas para el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.

Cambios en el funcionamiento ecosistémico	Anomalías	Proceso con el que es compatible	Impacto sobre la vegetación
En la dinámica estacional del verdor de la vegetación a lo largo del año	<p>Descenso del verdor de la vegetación en los meses de invierno y primavera en los valles de Ordesa y Escuaín.</p> <p>Fuertes descensos en el EVI en la mayor parte del parque en la 2ª quincena de mayo, el resto del año las anomalías fueron levemente positivas.</p>	<p>Reducción del caudal de los ríos y escorrentía de las laderas.</p> <p>Alteración de la dinámica hidrológica.</p>	<p>Pérdida de vigor de las formaciones riparias.</p>
En la productividad primaria neta (EVI medio del periodo)	<p>Concentración de anomalías negativas de la PPN en los valles de Ordesa y Escuaín.</p> <p>Anomalías positivas de la PPN en el valle de Añisclo, y en las zonas de alta montaña del norte del parque.</p>	<p>Menor duración de la cubierta de nieve.</p>	<p>Pérdida de vigor de las formaciones riparias de los valles de Ordesa y Escuaín.</p> <p>Aumento del vigor de la vegetación en el valle de Añisclo y las zonas altas.</p>
En la estacionalidad del dosel	<p>Descenso en la estacionalidad en las partes altas de la porción norte, y aumento en la porción sur, excepto en el valle de Añisclo con un aumento más leve.</p>	<p>Reducción del período en el que los pastizales de zonas altas están cubiertos por nieve.</p> <p>Reducción del caudal de los ríos y de la escorrentía de las laderas.</p>	<p>Extensión en el tiempo de la estación de crecimiento de la vegetación de las partes altas.</p> <p>Matorralización de pastizales con especies perennes.</p> <p>Concentración de la estación de crecimiento de la vegetación riparia en menor periodo de tiempo en los valles de Ordesa y Escuaín.</p>
En la fenología del dosel	<p>Retraso en el máximo verdor de la vegetación en las laderas de los valles.</p>	<p>Alteración del ciclo hidrológico y de la escorrentía en las laderas.</p>	<p>Desacoplamiento en las interacciones biológicas que involucren a la vegetación de las laderas de los valles.</p>

** En todos los casos consideramos que los impulsores de cambio resultan de la combinación de: cambios en el manto de nieve, disminución de la precipitación, cambios de uso del suelo en las partes altas del parque (abandono del pastoreo, falta de gestión del pastizal mediante fuegos).*

Por todo esto, creemos a modo de hipótesis que los mayores desencadenantes de los cambios y anomalías observadas con REMOTE provienen de 2 fuentes: la matorralización de los pastizales y otros cambios del uso del suelo fruto del abandono del medio rural, que han producido efectos en la productividad primaria tanto de las zonas altas de pastizal como en el resto del parque al afectar al sistema hidrológico. Y, por otro lado, la afección del cambio climático al sistema hidrológico por su actuación sobre la dinámica del manto de nieve, que de igual manera puede estar afectando a la productividad primaria en las zonas altas y en los valles.

5. CONCLUSIONES

Los procesos ecológicos más extendidos en el parque que deberían ser monitoreados son los procesos de matorralización de los pastizales de altura, y la alteración del ciclo hidrológico. Ambos procesos pueden estar relacionados con la disminución de la capa de nieve y el abandono de las actividades tradicionales en la alta montaña. Estos procesos son compatibles con los cambios que se vienen observando en la productividad primaria, y sobre todo en la estacionalidad de los ecosistemas en los informes del OAPN desde 2014. El principal proceso detectado es una tendencia a disminuir la productividad primaria en los valles del Parque, y a aumentar en las partes más altas, donde se sitúan los pastizales. Estos cambios se acompañan con tendencias muy extendidas a reducir la estacionalidad en el conjunto del parque, aunque de una más clara diferencia también en las partes altas y los valles de los ríos. Así, mientras que los valles muestran un aumento en la estacionalidad del dosel vegetal, se muestra un descenso en las partes altas.

De las dos principales fuentes de impacto que creemos que están influyendo en el funcionamiento ecosistémico del parque nacional, el más preocupante parece ser la alteración del sistema hidrológico por la variación en la dinámica del manto de nieve en las zonas altas del parque. Esta valoración se justifica por su alcance, ya que, al afectar al conjunto del sistema hidrológico del parque, afecta a todo el parque por afectar a todos los elementos que dependen de él. En primer lugar, afecta a los pastizales, ya que al reducirse el periodo en el que la nieve permanece en el suelo, creemos que puede reducirse la humedad en el suelo, la cual favorece a las especies herbáceas del pastizal y resultando esto en un perjuicio para el mismo. En segundo lugar, creemos que puede estar produciendo una reducción en los parámetros de la productividad primaria de vegetación en los valles, puesto que afectaría a la descarga del acuífero en los mismos, reduciéndola y dejando menos agua disponible para las plantas, ocasionando un descenso en la productividad primaria neta y con ello en el vigor de las mismas. También produciría un aumento de la estacionalidad al concentrar su estación de crecimiento en un menor periodo de tiempo y un cambio en la fenología, pues adelantaría el momento del EVI máximo debido a un adelanto de la disponibilidad hídrica para la vegetación, lo que podría provocar que el final de la estación de crecimiento también se adelante, por acabarse antes la reserva de agua en el suelo. Estos cambios en la fenología podrían producir desacoplamientos en las interacciones biológicas que involucran a la vegetación, así como modificaciones del ciclo biológico de las plantas.

El otro fenómeno ecológico que creemos que está teniendo una trascendencia importante en el funcionamiento ecosistémico del parque es la matorralización, revegetación y abandono de usos del suelo frutos del éxodo rural de las zonas del parque en particular y de los pirineos en general, que han tenido efectos en los pastizales de las zonas altas

e incluso en el sistema hidrológico y con ello en las zonas de valle. Así pues, se ha observado una colonización por matorrales en las zonas altas, sustituyendo al pastizal que se conservaba por medio de los usos tradicionales del suelo en esas áreas y que ha afectado al funcionamiento ecosistémico por medio de un aumento de la productividad primaria neta y un descenso de la estacionalidad. El cambio en los usos del suelo, según se ha estudiado, ha tenido una mayor trascendencia repercutiendo en el sistema hidrológico provocando menores coeficientes de escorrentía, produciendo un descenso en los caudales de los ríos, y creemos que ambos factores son los que ocasionan una menor productividad primaria neta en los valles y por tanto creemos que repercute reduciendo el vigor de la vegetación. Además, creemos que esto puede estar relacionado con la mayor estacionalidad en los valles observada con REMOTE.

Mediante nuestra consulta bibliográfica, queda patente que, frente a otras estrategias de gestión como el fuego prescrito, el desbroce mecánico resulta ser más beneficioso en la restauración de pastizales por afectar más a la recuperación de especies leñosas. Esto no hace del todo inútil al fuego prescrito como estrategia de gestión, pero es una labor de gestión que se ve obstaculizada por, entre otras causas, la posible existencia de especies pirófitas como *Echinopartum horridum*, que están adaptadas a recuperarse tras su quema. En cualquiera de los dos casos, se hacen patentes en la bibliografía los beneficios de mantener acciones de pastoreo en las zonas gestionadas tras las labores de gestión, ya que al fin de al cabo, junto a la quema prescrita, es una de los usos del suelo que han mantenido a raya a los matorrales durante generaciones para favorecer a los pastizales.

Respecto a la herramienta REMOTE, fruto de su desarrollo, y afianzando las conclusiones obtenidas mediante los resultados mostrados a través de la elaboración del Focus Group, concluimos que, en general, el interés mostrado por parte de los gestores en utilizar REMOTE para el seguimiento y evaluación del estado de conservación de los sistemas naturales, y por lo tanto como parte de las decisiones de gestión, pone de manifiesto su utilidad en este sentido. No obstante, para quien no esté familiarizado con este tipo de herramientas, su uso puede resultar complicado, y por ello, se ha propuesto suministrar un manual de uso con instrucciones sobre su funcionamiento y posibilidades, que sirva de “entrenamiento” en la su aplicación, y como complemento a los talleres que se desarrollan, en los que los propios gestores pueden probar por sí mismos REMOTE y aprender a utilizarlo. Además, también a nivel operativo, se ha mostrado la utilidad y potencial de esta herramienta y de la teledetección como herramienta de gestión de espacios protegidos. Muestra de ello es que desde el Organismo Autónomo de Parques Nacionales se apueste por el uso de técnicas de teledetección para el seguimiento general de la Red de Parques Nacionales. En este sentido, el estudio del funcionamiento ecosistémico mediante teledetección ha mostrado su utilidad como herramienta en la

gestión de estos espacios, como así lo refleja que el seguimiento de variables como los índices de verdor permita obtener información funcional relacionada con los procesos que determinan que los parques nacionales sean proveedores de servicios. Además, mediante otros estudios publicados en la bibliografía se ha observado, por ejemplo, que una aplicación viable importante del Sentinel-1 es el seguimiento de las áreas de deshielo (Malenovský et al., 2012), o que la red de satélites Sentinel es idónea en el estudio de la dinámica de la nieve en Los Alpes (Nagler et al. 2018). Esto puede resultar de gran importancia para gestionar áreas protegidas donde la dinámica de la nieve juegue un papel clave en el funcionamiento del ecosistema, como es el caso del PNVOyMP, donde el régimen y comportamiento de la nieve regula el funcionamiento hidrológico del parque (Lambán et al. 2019). Además, también se ha constatado que el uso de REMOTE en la gestión de espacios protegidos puede ser útil en la mejora de la misma, ya que los parques nacionales podrían validar los productos derivados de la teledetección, siguiendo el enfoque “verdad-terreno”. No obstante, no todo está hecho respecto al desarrollo de REMOTE, y de este tipo de eventos y puestas en común se han obtenido feedbacks que apuntan a realizar mejoras y ampliaciones de la herramienta con objeto de volverla más útil y manejable, como utilizar series de datos meteorológicos para tratar de explicar las causas de los cambios funcionales o Incluir el seguimiento del territorio marino de la Red de Parques Nacionales entre las funcionalidades de la herramienta.

Por todo esto, creemos que REMOTE supone de gran utilidad a los gestores. Aunque queden aspectos por mejorar, los resultados y conclusiones de este trabajo muestran una proyección prometedora de esta herramienta.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Alados, C. L., Sáiz, H., Nuche, P., Gartzia, M., Komac, B., De Frutos, Á., & Pueyo, Y. (2019). Clearing vs. burning for restoring Pyrenean grasslands after shrub encroachment. *Cuadernos de investigación geográfica/Geographical Research Letters*, 45: 441-468.
- Alcaraz, D., Cabello, J., Paruelo, J., Delibes, M., (2009). Use of Descriptors of Ecosystem Functioning for Monitoring a National Park Network: A *Remote Sensing Approach*. *Environmental Management*, 43(1): 38-48
- Alcaraz-Segura, D., Di Bella, C. M., & Straschnoy, J. V. (Eds.). (2013). *Earth observation of ecosystem services*. CRC Press.
- Alcaraz, D.; Paruelo, J.M.; Cabello, J. (2006). Identification of current Ecosystem Functional Types in the Iberian Peninsula. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 200-212.
- Andréassian, V., (2004). Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *J. Hydrol.*, 291: 1–27. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.12.015>.
- Anthelme, F., Cornillon, L., Brun, J.-J. (2002). Secondary succession of *Alnus viridis* (Chaix) DC. in Vanoise National Park, France: coexistence of sexual and vegetative strategies. *Annals of Forest Science*, 59: 419-428. <https://doi.org/10.1051/forest:2002016>.
- Beguiría, S., López-Moreno, J.I., Lorente, A., Seeger, M., García-Ruiz, J.M., (2003). Assessing the effect of climate oscillations and land-use changes on streamflow in the Central Spanish Pyrenees. *Ambio*, 32: 283–286. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-32.4.283>.
- Benito Alonso, J. L. (2005). *Flora y vegetación del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Sobrarbe, Pirineo central aragonés). Bases científicas para su gestión sostenible*. (Tesis Doctoral): Universidad de Barcelona. Facultad de Biología. Departamento de Biología Vegetal. Barcelona.
- Cabello, J., Alcaraz-Segura, D., Lourenço, P., Reyes, A., (2012). Guía para la incorporación de la Red de Parques Nacionales. OAPN. Consultado: 02 de Junio de 2020. https://www.miteco.gob.es/gl/red-parques-nacionales/plan-seguimiento-evaluacion/seguimiento-ecologico/guia-teledeteccion_tcm37-69164.pdf

- Cabello, J., Alcaraz-Segura, D., Reyes, A., Lourenço, P., Requena-Mullor, J.M., Bonache, J., Castillo, P., Valencia, S., Naya, J., Ramírez, L., Serrada, J. (2016). System for monitoring ecosystem functioning of network of national parks of Spain with remote sensing. *Revista de Teledetección*, 46: 119-131.
- Cabello, J., Mairota, P., Alcaraz-Segura, D., Arenas-Castro, S., Escribano, P., Leitão, P. J., ... & Requena-Mullor, J. M. (2018, July). Satellite Remote Sensing of Ecosystem Functions: Opportunities and Challenges for Reporting Obligations of the EU Habitat Directive. In *IGARSS 2018-2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium* (pp. 6604-6607). IEEE.
- Christensen, N.S., Wood, A.W., Voisin, N., Lettenmaier, D.P., Palmer, R.N., (2004). The effects of climate change on the hydrology and water resources of the Colorado river basin. *Clim. Chang.* 62 (1–3): 337–363. <https://doi.org/10.1023/B:CLIM.0000013684.13621.1f>
- Clark, P.E., Lee, J., Ko, K., Nielson, R.M., Johnson, D.E., Ganskopp, D.C., Pierson, F.B, Hardegree, S.P. (2016). Prescribed fire effects on resource selection by cattle in mesic sagebrush steppe. Part 2: Mid-summer grazing. *Journal of Arid Environments*, 124: 398-412. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.03.005>.
- Collins, D., Knapp A.K., Briggs, J.M., Blair, J.M., Steinauer, E.M. (1998). Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie. *Science*, 280: 745-747. <https://doi.org/10.1126/science.280.5364.745>.
- Cook, J.G., Hershey, T.J., Irwin, L.L. (1994). Vegetation response to burning on Wyoming mountain-shrub big game ranges. *Journal of Rangeland Management*, 47: 296-302. <https://doi.org/10.2307/4002550>.
- Cubit, S. (1996). Burning back with the snow: traditional approaches to grassland management in Tasmania. *Australian Geographical Studies*, 34: 216-224. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8470.1996.tb00117.x>.
- de Groot, D., Wilson, M., and Boumans, R. (2002). A Typology for the Classification Description and Valuation of Ecosystem Functions, Goods and Services. *Ecological Economics*, 41: 3.
- Donoso, I., Stefanescu, C., Martínez-Abraín, A. & Traveset, A. (2015). Phenological asynchrony in plant–butterfly interactions associated with climate: a community-wide perspective. *Oikos*, 125: 1434–1444.

- Escribano P., Fernández N., Oyonarte C., Reyes A., Requena JM., Cabello J (2017). Resistance and resilience metrics as tools for managers of protected areas. *XIV MEDECOS & XII AEET meeting*, 31st January-4th February. Seville, Spain.
- Fernandes, P.M., Davies, G.M., Ascoli, D., Fernández, C., Moreira, F., Rigolot, E., Stoof, C.R., Vega, J.A. M., Molina, D. (2013). Prescribed burning in southern Europe: developing fire management in a dynamic landscape. *Frontier in Ecology and Environment*, 11: 4-14. <https://doi.org/10.1890/120298>.
- Fisher, B., Turner, K., Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68 (3): 643-653.
- García-Ruiz, J.M., Lana-Renault, N., (2011). Hydrological and erosive consequences of farmland abandonment in Europe, with special reference to the Mediterranean region - a review. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 140 (3-4): 317-338. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.003>.
- García-Ruiz, J.M., Regüés-Muñoz, D., Alvera, B., Lana-Renault, N., Serrano Muela, M.P., Nadal-Romero, E., Navas Izquierdo, A., Latron, J., Martí-Bono, C.E., Arnáez-Vadillo, J., (2008). Flood generation and sediment transport in experimental catchment affected by land use changes in the Central Pyrenees. *J. Hydrol.* 356 (1-2): 245-260. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.04.013>.
- Gartzia, M., Alados, C.L., Perez-Cabello, F. (2014). Assessment of the effects of biophysical and anthropogenic factors on woody plant encroachment in dense and sparse mountain grasslands based on remote sensing data. *Progress in Physical Geography*, 38: 201-217. <https://doi.org/10.1177/0309133314524429>.
- Gehrig-Fasel, J., Guisan, A., Zimmermann, N.E. (2007). Tree line shifts in the Swiss Alps: Climate change or land abandonment? *Journal of Vegetation Science*, 18: 571-582. <https://doi.org/10.1111/j.16541103.2007.tb02571.x>.
- Gellrich, M., Baur P., Koch, B., Zimmermann, N.E. (2007). Agricultural land abandonment and natural forest regrowth in the Swiss mountains: A spatially explicit economic analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118: 93-108. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.001>.
- Giorgi, F., (2006). Climate change hot-spots. *Geophys. Res. Lett.* 33: 101029. <https://doi.org/10.1029/2006GL025734>.

- Giorgi, F., Lionello, P., (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Glob. Planet. Chang.* 63, 90–104. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2007.09.005>
- Guisan, A., Theurillat J.P. (2000). Assessing alpine plant vulnerability to climate change: a modeling perspective. *Integrated Assessment*, 1: 307-320. <https://doi.org/10.1023/A:1018912114948>.
- Haines-Young, R. y Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosystem Ecology: a new synthesis*, 1: 110-139.
- Haria, A.H., Price, D.J., (2000). Evaporation from Scots pine (*Pinus sylvestris*) following natural re-colonisation of the Cairngorm mountains, Scotland. *Hydrol. Earth Syst. Sci*, 4: 451–461. <https://doi.org/10.5194/hess-4-451-2000>.
- Hobbs, N.T., Spowart, R.A. (1984). Effects of prescribed fire on nutrition of mountain sheep and mule deer during winter and spring. *Journal of Wildlife Management*, 48: 551-560. <https://doi.org/10.2307/3801188>.
- IPCC, 2013. Climate change (2013): the physical science basis. In: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M. (Eds.), Contribution of Working Group I to the *Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA (1535 pp).
- J. Webster, R. T. Watson (2002.): Analyzing the Past to Prepare for the Future: Writing a Literature Review. *MIS Quarterly*, 26(2): 12-23.
- Khorchani, M., Nadal-Romero, E., Tague, C., Lasanta, T., Zabalza, J., Lana-Renault, N., ... & Choate, J. (2020). Effects of active and passive land use management after cropland abandonment on water and vegetation dynamics in the Central Spanish Pyrenees. *Science of The Total Environment*, 717: 137-160.
- Komac, B., Alados, C.L., Camarero, J.J. (2011). Influence of topography on the colonization of subalpine grasslands by *Echinopartum horridum*. *Arctic and Alpine Research*, 43: 601-611. <https://doi.org/10.1657/1938-4246-43.4.601>.
- Lambán, L. J., Jódar, J., & Custodio, E. (2019). Investigaciones hidrogeológicas en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Huesca, España). *Boletín Geológico y Minero*, 130 (4): 615-640.

- Lasanta, T., Errea-Abad, M.P., Bouzebboudja, M.R., Medrano-Moreno, L.M., (2013). Pastoreo y desbroce de matorrales en Cameros Viejo. *Instituto de Estudios Riojanos*, Logroño, p. 186.
- Lasanta, T., Nadal-Romero, E., García-Ruiz, J.M., (2019). Clearing shrubland as a strategy to encourage extensive livestock farming in the Mediterranean mountains. *Geographical Research Letters*, 45 (2): 487–513. <https://doi.org/10.18172/cig.3616>
- Lasanta, T., Khorchani, M., Pérez-Cabello, F., Errea, P., Sáenz-Blanco, R., Nadal-Romero, E., (2018). Clearing shrubland and extensive livestock farming: active prevention to control wildfires in the Mediterranean mountains. *J. Environ. Manag.*, 227: 256–266. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.104>.
- Limb, R.F., Fuhlendorf, S.D., Engle, D.M., Miller, R.F. (2016). Synthesis paper: assessment of research on rangeland fire as a management practice. *Rangeland Ecology & Management*, 69: 415-422. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2016.07.013>.
- López-Moreno, J.I., García-Ruiz, J.M., Beniston, M., (2008). Environmental change and water management in the Pyrenees. Facts and future perspectives for Mediterranean mountains. *Glob. Planet. Chang.*, 66 (3–4): 300–312. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2007.10.004>.
- López-Moreno, J.I., Vicente-Serrano, S.M., Morán-Tejeda, E., Zabalza, J., Lorenzo-Lacruz, J., García-Ruiz, J.M., (2011). Impact of climate evolution and land use changes on water yield in the Ebro basin. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 15: 311–322. <https://doi.org/10.5194/hessd-7-2651-2010>.
- López-Moreno, J.I., Vicente-Serrano, S.M., Zabalza, J., Revuelto, J., Gilaberte, M., Azorín-Molina, C., Morán-Tejeda, E., García-Ruiz, J.M., Tague, C., (2014). *Respuesta hidrológica del Pirineo al cambio ambiental proyectado para el siglo XXI*. *Pirineos*, 169: e004. <https://doi.org/10.3989/Pirineos.2014.169004>.
- Malenovský, Z., Rott, H., Cihlar, J., Schaepman, M. E., García-Santos, G., Fernandes, R., & Berger, M. (2012). Sentinels for science: Potential of Sentinel-1,-2, and-3 missions for scientific observations of ocean, cryosphere, and land. *Remote Sensing of environment*, 120, 91-101.
- Montserrat, P., Fillat, F. (1990). The system of grassland management in Spain. In: Breymer, A. I. (Ed), *Managed Grasslands Regional Studies*. Elsevier, Amsterdam, pp. 37-70.

- Moreira, F., Rego, F.C., Ferreira, P.G. (2001). Temporal (1958–1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: implications for fire occurrence. *Landscape Ecology*, 16: 557-567. <https://doi.org/10.1023/A:1013130528470>.
- Murray, N. J., Keith, D. A., Bland, L. M., Ferrari, R., Lyons, M. B., Lucas, R., Pettorelli N., Nicholson, E. (2018). The role of satellite remote sensing in structured ecosystem risk assessments. *Science of the Total Environment*, 619: 249-257
- Nadal-Romero, E., Khorchani, M., Lasanta, T., García-Ruiz, J.M., (2019). Runoff and solute outputs under different land uses: long-term results from a mediterranean mountain experimental station. *Water*, 11 (5): 976. <https://doi.org/10.3390/w11050976>.
- Nadal-Romero, E., Lasanta, T., García-Ruiz, J.M., (2013). Runoff and sediment yield from land under various uses in a Mediterranean mountain area. long-term results from an experimental station. *Earth Surf. Process. Landf.*, 38: 346–355. <https://doi.org/10.1002/esp.3281>.
- Nadal-Romero, E., Otal-Laín, I., Lasanta, T., Sánchez-Navarrete, P., Errea, P., Cammeraat, E. (2018). Woody encroachment and soil carbon stocks in subalpine areas in the Central Spanish Pyrenees. *Science of the Total Environment*, 636: 727-736. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.324>.
- Nagendra H., Lucas R., Honrado J.P., Jongman R.H.G, Tarantino C., Adamo M., Mairota P. (2013). Remote sensing for conservation monitoring: Assessing protected areas, habitat extent, habitat condition, species diversity, and threats. *Ecological Indicators*, 33: 45-59.
- Nagler, T., Rott, H., Schwaizer, G., Ossowska, J., Nemeč, J., & Fasching, U. (2018). Operational monitoring of Alpine snow cover within the European Copernicus Programme. *Proceedings of the International Snow Science Workshop*, 1 (1): 348-252.
- Pausas, J.G., Llovet, J., Rodrigo, A., Vallejo, R. (2008). Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin?- A review. *International Journal of Wildland Fire*, 17: 713-723. <https://doi.org/10.1071/WF07151>.
- Peringer, A., Siehoff, S., Chételat, J., Spiegelberger, T., Buttler, A., Gillet, F. (2013). Past and future landscape dynamics in pasture-woodlands of the Swiss Jura Mountains under climate change. *Ecology and Society*, 18: 11. <http://doi.org/10.5751/ES-05600-180311>.
- Pettorelli, N., M. Wegmann, A. Skidmore, S. Mucher, T. P. Dawson, M. Fernandez, et al. (2016). Framing the concept of Satellite Remote Sensing Essential Biodiversity variables: challenges and future directions. *Remote Sens. Ecol. Conserv.*, 2: 122-131

- Pettorelli, N., Schulte to Bühne, H., Tulloch, A., Dubois, G., Macinnis-Ng, C., Queirós, A. M., ... & Sonnenschein, R. (2017). Satellite remote sensing of ecosystem functions: opportunities, challenges and way forward. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 4(2): 71-93.
- Post, E., Pedersen, C. (2008). Opposing plant community responses to warming with and without herbivores. *Proceeding of the National Academy of Sciences* 105, 12353–12358. <https://doi.org/10.1073/pnas.0802421105>.
- Requena-Mullor JM., Reyes A., P. Escribano and J. (2018) Assessment of ecosystem functioning status from space: advancements in the Habitats Directive implementation. *Ecological Indicators*, 89: 893-902.
- Santín, C.S., Doerr, H. (2016). Fire effects on soils: the human dimension. *Philosophical Transactions of The Royal Society B.*, 371, 20150171. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0171>.
- Simonit, S., Connors, J.P., Yoo, J., Kinzig, A., Perrings, C., (2015). The impact of forest thinning on the reliability of water supply in central Arizona. *PLoS One*, 10: 1–21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121596>.
- Speed, J.D.M., Austrheim, G., Hester, A.J., Mysterud, A. (2012). Elevational advance of alpine plant communities is buffered by herbivory. *Journal of Vegetation Science*, 23: 617-625. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(97\)00047-7](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(97)00047-7).
- Tague, C.L., Moritz, M., Hanan, E., (2019). The changing water cycle: the eco-hydrologic impacts of forest density reduction in Mediterranean (seasonally dry) regions. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water (April)*, e1350 <https://doi.org/10.1002/wat2.1350>.
- Tasser, E, Tappeiner, U. (2002). Impact of land use changes on mountain vegetation. *Applied Vegetation Science*, 5: 173-184. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2002.tb00547.x>.
- Theurillat, J.-P., Guisan, A. (2001). Potential impact of climate change on vegetation in the European Alps: a review. *Climatic Change*, 50: 77-109. <https://doi.org/10.1023/A:1010632015572>.
- Van der Wal, R. (2006). Do herbivores cause habitat degradation or vegetation state transition? Evidence from the tundra. *Oikos*, 114: 177 - 186. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14264.x>.

Vittoz, P., Randin, C., Dutoit, A., Bonnet, F., Hegg, O. (2009). Low impact of climate change on subalpine grasslands in the Swiss Northern Alps. *Global Change Biology*, 15: 209-220. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01707.x>.

Vittoz, P., Rulence, B., Largey, T., Freléchoux, F. (2008). Effects of Climate and Land-Use Change on the Establishment and Growth of Cembran Pine (*Pinus cembra* L.) over the Altitudinal Treeline Ecotone in the Central Swiss Alps. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 40: 225-232. [https://doi.org/10.1657/15230430\(06-010\)\[VITTOZ\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1657/15230430(06-010)[VITTOZ]2.0.CO;2).

Yurtseven, I., Serengil, Y., Gökbülak, F., Şengönül, K., Ozhan, S., Kılıç, U., Uygur, B., Özçelik, M.S., (2018). Results of a paired catchment analysis of forest thinning in Turkey in relation to forest management options. *Sci. Total Environ.*, 618: 785–792. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.190>

Zeller, R. A., Zeller, R. A., & Carmines, E. G. (1980). *Measurement in the social sciences: The link between theory and data*. CUP Archive.