UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID
ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS DE MONTES,
FORESTAL Y DEL MEDIO NATURAL

**INTEGRACIÓN DE LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD EN
LA GESTIÓN FORESTAL MEDIANTE EL EMPLEO DE TÉCNICAS
BASADAS EN LA PROGRAMACIÓN MATEMÁTICA.**

UNA APLICACIÓN EN EL SISTEMA CENTRAL

TESIS DOCTORAL

MARTA EZQUERRO GARCÍA

Ingeniera de Montes

2019

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID
ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS DE MONTES,
FORESTAL Y DEL MEDIO NATURAL

**INTEGRACIÓN DE LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD EN
LA GESTIÓN FORESTAL MEDIANTE EL EMPLEO DE TÉCNICAS
BASADAS EN LA PROGRAMACIÓN MATEMÁTICA.**

UNA APLICACIÓN EN EL SISTEMA CENTRAL

TESIS DOCTORAL

MARTA EZQUERRO GARCÍA

Ingeniera de Montes

2019

PROGRAMA DE DOCTORADO EN INVESTIGACIÓN FORESTAL
AVANZADA

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍA DE MONTES,
FORESTAL Y DEL MEDIO NATURAL

**INTEGRACIÓN DE LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD EN
LA GESTIÓN FORESTAL MEDIANTE EL EMPLEO DE TÉCNICAS
BASADAS EN LA PROGRAMACIÓN MATEMÁTICA.**

UNA APLICACIÓN EN EL SISTEMA CENTRAL

MARTA EZQUERRO GARCÍA

Ingeniera de Montes

DIRECTOR

LUIS DÍAZ BALTEIRO

Doctor Ingeniero de montes

2019

Tribunal nombrado por el Excmo. Sr. Rector de la Universidad Politécnica de Madrid, el día de de 2019.

Presidente D/Dña.

Vocal D/Dña.

Vocal D/Dña.

Vocal D/Dña.

Secretario D/Dña.

Realizado el acto de defensa y lectura de Tesis el día.....de

..... de 2019 en Madrid.

Calificación.....

EL PRESIDENTE

LOS VOCALES

EL SECRETARIO

MENCIÓN DE DOCTORADO INTERNACIONAL

INTERNATIONAL DOCTORATE MENTION

Esta Tesis ha sido informada positivamente para su defensa en exposición pública por los siguientes investigadores (en orden alfabético):

This Ph. D Thesis has been positively evaluated for its public defense by the following external reviewers (in alphabetical order):

Dr. Luiz Carlos Estraviz Rodriguez

Universidade de São Paulo - (USP)

Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - (ESALQ)

Departamento de Ciências Florestais - (LCF)

Dr. Horacio Gilabert

Pontificia Universidad Católica de Chile

Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal

Departamento de Ecosistemas y Medio Ambiente

AGRADECIMIENTOS

En el día de hoy concluye la etapa más importante de mi carrera académica. Han sido cuatro años llenos de momentos que me acompañarán a lo largo de próximos proyectos de futuro. Si bien es cierto que he travesado momentos difíciles durante este periodo de cuatro años, al visualizar la meta siento una enorme satisfacción y alegría de haber recorrido este camino y también cierta pena por haberse terminado. Sin embargo, no se trata tanto del final de una etapa, sino del inicio de mi próxima aventura...

Durante estos años he tenido la suerte de haberme rodeado de grandes profesionales y de personas que me han acompañado durante la realización de esta Tesis Doctoral, y que claramente han contribuido de una u otra forma a enriquecer la persona en la que me he convertido y el contenido de este documento.

Gracias a mi director, Luis Díaz Balteiro, sin ti nada de esto habría sido posible. Gracias a tu esfuerzo y dedicación no sólo pude obtener la beca FPU que me ha subvencionado durante este periodo, sino que he tenido la oportunidad de aprender y compartir muchas experiencias contigo, que finalmente se han traducido en un gran trabajo. Gracias en especial por tu comprensión y paciencia en los momentos difíciles, aún recuerdo los comienzos con LINGO, el generar los primeros modelos... pero sobre todo gracias por sacar lo mejor de mí y hacer que me esforzara al máximo en todo momento. Además, siempre ha llovido menos después de nuestras charlas tras tomar un té a primera hora de la mañana... Hoy echo la vista atrás y gracias a ti me enorgullece ver la investigadora en la que me he convertido.

Gracias a los miembros del equipo de investigación ECSSEN (Economía y Sostenibilidad del Medio Natural), por los momentos compartidos y los trabajos desarrollados, en especial a Carlos Iglesias Merchán. Gracias a Carlos Romero, tus lecciones magistrales sobre multicriterio han sido no sólo decisivas para la realización de esta Tesis, sino que despertaron en mí la pasión por el empleo de estas técnicas. Gracias a mis compañeros de despacho, Pedro Belavenutti y Silvana Nobre, por el buen clima de trabajo y los buenos momentos compartidos durante este tiempo. Gracias a mis chicas del café de los jueves, por ese ratito de charla semanal suficiente para ponernos al día. Gracias a Nacho, mi salvador en tantas ocasiones cuando la impresora decidía revelarse en el peor momento. Gracias a Almudena, por su asesoramiento en temas de papeleo y burocracias del doctorado. Gracias a Sonia Roig

por su esfuerzo e iniciativas para el Programa de doctorado IFA, por los ciclos de seminarios tan interesantes y por hacer posibles tantos eventos como las Jornadas de Jóvenes Investigadores, Mi tesis en 4 minutos... y demás líos que tanto me gustan.

Gracias al proyecto SUFORUN (*Models and decision Support tools for integrated Forest policy development under global change and associated Risk and UNcertainty*), que me ha permitido asistir a múltiples reuniones y congresos celebrados en Penn State, Squamish, Puerto Varas... y a las personas que he tenido oportunidad de conocer durante estos viajes. Gracias a Jordi Garcia-Gonzalo (organizador del proyecto), José Borges, Rasoul Yousefpour, Marc McDill, Sandor Toth, Paulina Fernández, Luiz Carlos Estraviz Rodriguez, Keith Reynolds y muchos más por los buenos momentos compartidos durante la participación en este proyecto y por los beneficios no sólo académicos sino personales que he adquirido a vuestro lado. Gracias en especial a Andrés Weintraub, investigador de acogida durante mi estancia en Chile de tres meses. Andrés, fue un auténtico placer trabajar a tu lado y sentirme parte de tu equipo. Gracias a las secretarías Maritza y Pablina que además de encantadoras me habéis solucionado tantas cuestiones. Gracias al ISCI, por todas las gestiones a realizar para el Consulado en la gestión de mi VISA de estudiante. Gracias a mis amigos Pablo, Carlos, Braulio, Jaime, Camilo, Yan, Claire, Joserra, Juan Ignacio... que hice durante mi estancia, siempre recordaré nuestras excursiones y las cervecitas en el Esperanto al terminar la jornada.

Gracias al Ministerio de Educación, Cultura y Deporte por concederme la beca FPU y por descubrirme mi pasión por la docencia. Lo que en un principio resultaba una obligación ha resultado ser no sólo una bonita experiencia sino además una labor tremendamente satisfactoria. Gracias a los demás profesores del Departamento de Ingeniería y Gestión Forestal y Ambiental, Fernando García Robredo, Antonio Prieto y Luis Díaz Balteiro por la oportunidad de colaborar en tareas docentes y por vuestro apoyo. Tengo que volver a mencionarte de forma especial aquí Luis, gracias por apoyarme en las clases, por tus revisiones de contenido y por haber confiado tanto en mí para desarrollar esta labor.

Gracias al OAPN (Organismo Autónomo de Parques Nacionales), por la información facilitada para el desarrollo de esta Tesis. En especial, gracias a Javier Donés (gestor del Pinar de Valsaín) y su equipo (Marta Piñuela, Soledad Redondo), y Miguel Cabrera (ingeniero encargado de las revisiones del monte), por vuestras aportaciones durante el desarrollo de los modelos que integran este documento.

Gracias al INIA, y a las personas que me han ayudado a recopilar los datos necesarios para definir el caso de estudio. En especial a Marta Pardos por su apoyo y supervisión durante estos años.

Gracias a los miembros del GEDM (Grupo Español de Decisión Multicriterio), con los que tuve la oportunidad de realizar mi primera comunicación oral y con los que he tenido la suerte de coincidir en otros congresos y reuniones. En especial a Mercedes Bertomeu y Rafael Caballero por su apoyo y el cariño que me han mostrado siempre.

Gracias a los dos investigadores externos Horacio Gilabert y Luiz Carlos Estraviz Rodriguez, cuyos sus informes de evaluación me han permitido optar a la Mención Internacional.

Gracias a mi familia, por haberme apoyado durante este tiempo y haber soportado tener a un miembro pegado a un ordenador, y aunque a veces he estado más ausente de lo que me gustaría reconocer, vuestras palabras y consejos han sido siempre esperanzadores. Gracias a mi hermano, por las noches de charla y de películas, desconectar no siempre ha sido fácil, pero eres mi perturbador favorito. Gracias a mis amigos, por haber estado siempre a mi lado y haberme escuchado y prestado un hombro en momentos de oscuridad... me considero afortunada por teneros en mi vida. Gracias a ti Jorge, porque siempre has estado ahí para mí, incluso en momentos en los que lo merecía menos con mi mejorable gestión del estrés; gracias por poner siempre calma en mis días de tempestad y por desayunar a mi lado cada mañana.

Gracias a ti papá.

TABLA DE CONTENIDO

ÍNDICE DE TABLAS	5
ÍNDICE DE FIGURAS	7
RESUMEN	9
ABSTRACT	11
SIGLAS Y ABREVIATURAS	13
1. INTRODUCCIÓN.....	17
1.1. La introducción de la biodiversidad en la gestión forestal.....	18
1.2. Herramientas orientadas a integrar la conservación de la biodiversidad	19
1.3. Niveles de planificación forestal.....	20
1.4. Modificación de ciertos aspectos en el aprovechamiento forestal orientados a la conservación de la biodiversidad.....	21
1.5. Incorporación de nuevas alternativas selvícolas	23
1.6. Evolución del concepto de sostenibilidad.....	25
2. ANTECEDENTES	28
2.1. Técnicas de optimización clásica.....	29
2.2. Métodos Metaheurísticos	31
2.3. Aplicaciones Multicriterio	33
2.4. Otras técnicas.....	37
3. OBJETIVOS.....	40
Objetivo específico 1- Revisión de las técnicas de investigación operativa aplicadas en problemas similares	41
Objetivo específico 2- Construir distintos modelos de planificación forestal estratégica en el caso de estudio.....	41
Objetivo específico 3- Evaluar el conflicto existente entre los objetivos planteados inicialmente	41
Objetivo específico 4- Definición de diferentes alternativas selvícolas a introducir en los modelos de gestión forestal desarrollados	42
Objetivo específico 5- Construcción de diversos índices agregados a introducir en los modelos de gestión forestal desarrollados	42
Objetivo específico 6- Incorporar en el análisis las preferencias de distintos stakeholders.....	43
Objetivo específico 7- Construcción de modelos multicriterio integrando diferentes objetivos de conservación y producción	43
Objetivo específico 8- Impacto derivado de la declaración del Parque Nacional	44
4. MATERIAL	45
4.1. Revisión de técnicas de OR	46

4.2. Descripción del caso de estudio	48
4.2.1. Localización y descripción	48
4.2.2. Legislación que condiciona la gestión del monte Pinar de Valsain.....	52
4.2.2.1. Nivel europeo	52
4.2.2.2. Nivel Nacional.....	53
4.2.2.3. Nivel Autonómico	53
4.2.3. Evolución del monte desde el inicio de su ordenación.....	54
4.2.4. Gestión del aprovechamiento	58
4.2.5. Medidas orientadas a la protección del buitre negro (<i>Aegypius monachus L.</i>)	61
4.3. Tablas de producción utilizadas.....	66
4.4. Alternativas selvícolas	67
4.5. Flujos de caja considerados en el análisis.....	71
5. MÉTODOS.....	74
5.1. Criterios considerados en el análisis	75
5.2. Planificación Estratégica.....	79
5.2.1. Modelo de planificación forestal estratégica inicial	80
5.2.2. Modelo de planificación forestal estratégica con sistemas de retención	84
5.2.3. Modelo de Planificación forestal estratégica de idoneidad selvícola	85
5.3. Matrices de pagos	88
5.4. Modelos multicriterio.....	88
5.4.1. Modelo <i>Weighted Goal Programming</i> (WGP) inicial.....	90
5.4.2. Modelo <i>Extended Goal Programming</i> (EGP) con sistemas de retención	91
5.4.3. Modelo <i>Lexicographic Goal Programming</i> (LGP) de idoneidad selvícola	92
5.5. Interacciones con los centros decisores (DM)	94
5.5.1. Interacciones en el Modelo con sistemas de retención.....	95
5.5.2. Interacciones en el Modelo de idoneidad selvícola	96
5.5.2.1. Interacción con el gestor del monte: Selección y ponderación de criterios.....	96
5.5.2.2. Interacción con un experto en gestión forestal: Selección y ponderación selvícola.....	96
6. RESULTADOS.....	98
6.1. Resultados obtenidos en la revisión de técnicas OR.....	99
6.2. Resultados obtenidos en la resolución de los modelos desarrollados.....	104
6.2.1. Resultados obtenidos en el Modelo inicial	104
6.2.1.1. Resultados obtenidos en la matriz de pagos para el Modelo inicial	105
6.2.1.2. Resultados obtenidos en el Modelo WGP inicial	108

6.2.2.	Resultados obtenidos en el Modelo con sistemas de retención	109
6.2.2.1.	Resultados obtenidos en la interacción con el centro decisor para el Modelo con sistemas de retención	109
6.2.2.2.	Resultados obtenidos en la matriz de pagos para el Modelo con sistemas de retención	110
6.2.2.3.	Resultados obtenidos en el Modelo EGP con sistemas de retención.....	111
6.2.3.	Resultados obtenidos en el Modelo de idoneidad selvícola	114
6.2.3.1.	Resultados obtenidos en las interacciones con los centros decisores para el Modelo de idoneidad selvícola.....	115
6.2.3.2.	Matriz de pagos generada para el Modelo de idoneidad selvícola	116
6.2.3.3.	Resultados obtenidos en el Modelo LGP de idoneidad selvícola.....	118
7.	DISCUSIÓN.....	122
7.1.	Revisión de técnicas OR	123
7.2.	Evaluación de los modelos multicriterio desarrollados en esta Tesis Doctoral	126
7.3.	Comparación de los resultados obtenidos en los modelos desarrollados con los propuestos en la 7ª Revisión del Pinar de Valsaín	140
7.4.	Impacto derivado de la declaración del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama	145
8.	FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN.....	151
8.1.	Integrar las preferencias de grupos de stakeholders.....	152
8.2.	Introducir nuevos criterios a considerar en el análisis	152
8.3.	Considerar otras especies en el análisis	154
8.4.	Analizar el impacto de las decisiones tomadas a nivel estratégico desde un punto de vista táctico	155
8.5.	Incorporar en el análisis entornos no deterministas	156
9.	CONCLUSIONS.....	158
	Specific conclusion 1- Review of operational research techniques applied to similar problems.	159
	Specific conclusion 2- Building different strategic forest planning models in the case study	160
	Specific conclusion 3- Assess the existing conflict between the objectives proposed.....	160
	Specific conclusion 4- Definition of different silvicultural alternatives to be introduced in the forest management models developed.	161
	Specific conclusion 5- Consideration of technical and conservation indices introduced in the latest model developed.....	162
	Specific conclusion 6- Incorporate into the analysis the preferences of different stakeholders... ..	162
	Specific conclusion 7- Construction of multicriteria models integrating different conservation and production objectives	163
	Specific conclusion 8- Analyze the impact of the Sierra de Guadarrama National Park	163
	BIBLIOGRAFÍA.....	165

ANEXOS	195
Anexo A. Información adicional	195
A1. Revisión de técnicas de OR.	195
A2. Caso de estudio.....	196
A2.1 Resumen de las figuras de protección declaradas en el caso de estudio	196
A2.2. PORN del Espacio Natural “Sierra de Guadarrama”	196
A2.3. Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama	197
A3. Gestión del aprovechamiento	200
A.4 Conservación del buitre negro (<i>Aegypius monachus</i> L.).....	201
A.4.1 Criterios de regulación temporal para la protección del buitre negro en Castilla y León ..	203
A.5. Alternativas selvícolas consideradas en el Modelo de idoneidad selvícola	204
Anexo B. Tablas de producción.....	206
Anexo C. Modelos.....	209
C0. Modelos LP.....	212
C1. Modelo inicial.....	214
C2. Modelo con sistemas de retención.....	216
C3. Modelo de idoneidad selvícola	218
Anexo D. Interacciones con centros decisores	221
D1. Interacciones en el Modelo con sistemas de retención.....	221
D2. Interacciones en el Modelo de idoneidad selvícola.....	225
D2.1 Ponderación de los criterios en el Modelo de idoneidad selvícola.....	225
D2.2 Ponderación selvícola.....	228
Anexo E. Calendario de cortas correspondiente al primer periodo según la 7ª Revisión y los modelos desarrollados en esta Tesis.....	235
E1. Plan de cortas previsto según la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación.	236
E2. Plan de cortas previsto según el Modelo inicial.....	237
E2.1 Plan de cortas previsto según el Modelo inicial para el Escenario 1.	237
E2.2 Plan de cortas previsto según el Modelo inicial para el Escenario 2.	238
E2.3 Plan de cortas previsto según el Modelo inicial para el Escenario 3.	239
E3. Plan de cortas previsto según el Modelo con sistemas de retención.....	240
E4. Plan de cortas previsto según el Modelo de idoneidad selvícola.	241
Anexo F. Artículos JCR publicados.....	242
F1. Artículos derivados de la elaboración de esta Tesis.....	242
F2. Otros artículos publicados.....	242

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Proyecto de ordenación y revisiones del Pinar de Valsaín.....	55
Tabla 2. División dasocrática del Monte Pinar de Valsaín en secciones, cuarteles, número de cantones existentes y la superficie en hectáreas ocupada por los mismos.	57
Tabla 3. Posibles alternativas selvícolas a aplicar en el Pinar de Valsaín.....	70
Tabla 4. Costes de mantenimiento considerados en el cálculo del Valor Actual Neto (<i>VAN</i>).	72
Tabla 5. Coste de explotación asociado a cada tratamiento selvícola.	72
Tabla 6. Criterios considerados en los tres modelos desarrollados.	78
Tabla 7. Aspectos considerados en la planificación estratégica de los modelos desarrollados.....	80
Tabla 8. Prescripciones generadas para el cantón A98 en el Modelo inicial.	81
Tabla 9. Diseño de los tres escenarios considerados en el Modelo inicial.....	83
Tabla 10. Prescripciones generadas para el cantón A98 en el Modelo con sistemas de retención.....	84
Tabla 11. Prescripciones generadas para el cantón A98 en el Modelo de idoneidad selvícola.....	87
Tabla 12. Escala verbal de Saaty (Saaty, 1977).	95
Tabla 13. Descripción de las siete categorías generadas para agrupar los cantones pertenecientes al Pinar de Valsaín.....	96
Tabla 14. Frecuencia de las Técnicas de Investigación Operativa aplicadas.	100
Tabla 15. Componentes de los modelos de Investigación Operativa.	101
Tabla 16. Cuestiones relacionadas con la gestión forestal.	102
Tabla 17. Problemas relacionados con la gestión forestal.....	103
Tabla 18. Cuestiones relacionadas con la biodiversidad.	104
Tabla 19. Resultados obtenidos en la matriz de pagos en el Modelo inicial para el Escenario 1.	105
Tabla 20. Resultados obtenidos en la matriz de pagos en el Modelo inicial para el Escenario 2.	106
Tabla 21. Resultados obtenidos en la matriz de pagos en el Modelo inicial para el Escenario 3.	106
Tabla 22. Resultados obtenidos en el Modelo WGP inicial en los Escenarios 1, 2 y 3.	108
Tabla 23. Pesos y niveles de aspiración asociados a cada criterio en el Modelo con sistemas de retención.....	109
Tabla 24. Matriz de pagos generada para el Modelo con sistemas de retención.....	110
Tabla 25. Resultados obtenidos en el Modelo EGP con sistemas de retención para los tres valores de λ considerados.	112
Tabla 26. Pesos asociados a cada criterio en el Modelo de idoneidad selvícola.	115
Tabla 27. Pesos obtenidos para el conjunto de selviculturas preferidas en cada categoría (7). ..	116

Tabla 28. Matriz de pagos generada para el Modelo de idoneidad selvícola.....	117
Tabla 29. Resultados obtenidos en el Modelo LGP de idoneidad selvícola.....	119
Tabla 30. Distribución geográfica de algunos aspectos considerados en el análisis.....	125
Tabla 31. Análisis de sensibilidad respecto a las preferencias expresadas por el DM1 para el Modelo de idoneidad selvícola.....	134
Tabla 32. Comparación de resultados obtenidos en el Modelo de idoneidad selvícola mediante las técnicas WGP, EGP y LGP.	137
Tabla 33. Superficie y cortas de regeneración adoptadas en la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación del Pinar de Valsaín.....	141
Tabla 34. Valores actualizados de ingresos y gastos reflejados en la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación del Pinar de Valsaín.....	143
Tabla 35. Tratamiento selvícola a emplear en Valsaín según la división inventarial propuesta en la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación.....	147
Tabla 36. Impacto de la declaración del PN según los escenarios definidos como “Gestión actual” y “Gestión con PN”.....	148
Tabla A 1. Primer grupo de búsquedas (1-10) realizadas mediante las siguientes combinaciones de palabras en los portales de búsqueda ISI y/o SCOPUS.....	195
Tabla A 2. Segundo grupo de búsquedas (11-26) realizadas mediante las siguientes combinaciones de palabras en los portales de búsqueda ISI y/o SCOPUS.....	195
Tabla A 3. Localización y caracterización de los cantones especiales.....	200
Tabla B 1. Tabla de producción para <i>Pinus sylvestris</i> L. en la Sierra de Guadarrama. Régimen moderado de claras (Tratamiento C): Calidad 17.....	206
Tabla B 2. Tabla de producción para <i>Pinus sylvestris</i> L. en la Sierra de Guadarrama. Régimen moderado de claras (Tratamiento C): Calidad 20.....	206
Tabla B 3. Tabla de producción para <i>Pinus sylvestris</i> L. en la Sierra de Guadarrama. Régimen moderado de claras (Tratamiento C): Calidad 23.....	207
Tabla B 4. Tabla de producción para <i>Pinus sylvestris</i> L. en la Sierra de Guadarrama. Régimen moderado de claras (Tratamiento C): Calidad 26.....	207
Tabla B 5. Tabla de producción para <i>Pinus sylvestris</i> L. en la Sierra de Guadarrama. Régimen moderado de claras (Tratamiento C): Calidad 29.....	208
Tabla D 1. Nivel de aspiración asignado a los criterios considerados en el Modelo con sistemas de retención.....	224

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización del Pinar de Valsaín.	49
Figura 2. Superficie del Pinar de Valsaín incluida dentro del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama	50
Figura 3. Asignación de los cantones a los diferentes tramos que forman el Método de Tramo Móvil	60
Figura 4. Limitaciones espaciales en la gestión para la protección del buitre negro	62
Figura 5. Localización de los nidos de buitre negro, delimitación de AGR y AGC y del área óptima para la especie	64
Figura 6. Evolución del número de parejas reproductoras y de pollos volados de buitre negro durante el periodo 2006-2017.....	65
Figura 7. Etapas del proceso metodológico.	75
Figura 8. Escenarios generados para el Modelo inicial en función de las restricciones consideradas	82
Figura 9. Evolución temporal de las Técnicas de Investigación Operativa en los trabajos analizados	99
Figura 10. Evolución de la escala temporal empleada en problemas de carácter forestal	102
Figura 11. Superficie retenida total (RA) por período para las tres soluciones obtenidas en el Pinar de Valsaín	113
Figura 12. Superficie retenida total (RA) como suma de las superficies retenidas de forma agregada y dispersa y AGR por período para la solución elegida ($\lambda = 0,5$) en el Pinar de Valsaín.	113
Figura 13. Interacción entre la superficie retenida (RA) y la superficie aprovechada (HA) por período en el Pinar de Valsaín para la solución elegida ($\lambda = 0,5$)	114
Figura 14. Relación entre la silvicultura aplicada en el monte respecto a la silvicultura que sería preferida en cada unidad de gestión	120
Figura 15. Variabilidad de los 6 criterios considerados en el modelo inicial en los tres escenarios considerados	127
Figura 16. Comparación de superficies aprovechadas y sin intervención (NOM) entre los tres modelos desarrollados	133
Figura 17. Comparación de la superficie ocupada por cada silvicultura en el Modelo de idoneidad selvícola sin y con las preferencias expresadas por el DM1	135

Figura 18. Comparación de la superficie ocupada por cada selvicultura en el Modelo de idoneidad selvícola en su resolución mediante las técnicas WGP, EGP y LGP respectivamente.	138
Figura 19. Comparación de la posibilidad de regeneración por periodo entre los modelos multicriterio desarrollados y la propuesta en la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación.	142
Figura 20. Comparación de los valores de <i>VAN</i> obtenidos en los modelos multicriterio desarrollados con el propuesto en la 7ª Revisión	144
Figura 21. Superficie destinada a cada alternativa selvícola en la comparación de los escenarios de Gestión actual y Gestión con PN.	149
 Figura A 1. Límites del Parque Nacional y ámbitos naturales para la evaluación del estado de conservación.....	198
Figura A 2. Limitaciones estacionales o temporales a la actividad forestal según el ciclo biológico del buitre negro.....	203
 Figura E 1. Plan de cortas previsto según la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación.	236
Figura E 2. Plan de cortas previsto según los resultados obtenidos en el Modelo inicial para el Escenario 1.	237
Figura E 3. Plan de cortas previsto según los resultados obtenidos en el Modelo inicial para el Escenario 2.	238
Figura E 4. Plan de cortas previsto según los resultados obtenidos en el Modelo inicial para el Escenario 3.	239
Figura E 5. Plan de cortas previsto según los resultados obtenidos en el Modelo con sistemas de retención.	240
Figura E 6. Plan de cortas previsto según los resultados obtenidos en el Modelo de idoneidad selvícola.....	241

RESUMEN

La integración de la biodiversidad en la gestión forestal ha sido tradicionalmente un desafío para muchos investigadores y profesionales. Como punto de partida, se proporciona una revisión de artículos donde la gestión forestal utiliza diferentes técnicas de Investigación Operativa (*Operations Research*, OR) para integrar objetivos de conservación de la biodiversidad en sus modelos de planificación. La investigación realizada en portales de búsqueda como ISI Web of Science, permitió seleccionar ciento setenta y nueve referencias publicadas en los últimos 30 años que se han categorizado y evaluado de acuerdo con diferentes atributos como componentes del modelo, elementos relacionados con la gestión forestal o cuestiones de biodiversidad. Los resultados muestran que se han aplicado muchas de estas técnicas de OR para enfrentar esta cuestión. En esta colección de artículos se han identificado hasta 18 herramientas como las técnicas más utilizadas, divididas en cuatro grandes grupos (optimización clásica, heurísticas, aplicaciones multicriterio y otras técnicas). Asimismo, se ha analizado la evolución temporal del uso de una u otra técnica, así como las posibles preferencias de algunos países al seleccionar alguna de ellas. Finalmente, se deben destacar dos tendencias claras en este conjunto de documentos: en primer lugar, la creciente incorporación de herramientas de análisis espacial en estos modelos de investigación operativa y, en segundo lugar, el desarrollo de modelos híbridos, que combinan diferentes técnicas para resolver este tipo de problemas.

Con relación a lo anterior, los diferentes métodos de gestión forestal se habían orientado tradicionalmente casi exclusivamente hacia diferentes producciones tangibles, dejando de lado servicios que no disponen de precio de mercado, como la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, en los últimos años esta tendencia se ha revertido, lo que ha provocado que productos como la producción de madera hayan perdido peso en comparación con la consideración de otros servicios ecosistémicos. En este sentido, una de las estrategias desarrolladas en muchos montes consiste en proponer una batería de posibles alternativas selvícolas (considerando diferentes formas de masa y figuras de protección) frente a los sistemas de corta tradicionalmente empleados. Además, se han ido introduciendo diferentes objetivos de distinta naturaleza atendiendo a criterios de producción, técnicos, sociales y ambientales. Sin embargo, como resulta obvio, existirá cierto grado de conflicto entre ellos y para analizar este conflicto se propone recurrir al diseño de matrices de pagos. El resultado de estas matrices justificará la necesidad de recurrir a técnicas multicriterio, que permiten

incorporar las preferencias de centros decisores. En este caso concreto, se realizaron varias interacciones con dos centros decisores. Por un lado, estas interacciones van desde la selección de criterios hasta la asignación de pesos preferenciales para cada criterio hasta que se identifica la mejor solución entre un conjunto de alternativas posibles. Por otro lado, se han introducido las preferencias respecto al tratamiento selvícola a emplear teniendo en cuenta las particularidades de cada unidad de gestión. El procedimiento analítico presentado se basa en tres variantes de la técnica de programación por metas, mediante el desarrollo de tres modelos aplicados en un caso de estudio. El caso de estudio elegido es el "Pinar de Valsaín", ubicado en la provincia de Segovia. El Pinar cuenta con una larga tradición en la producción de madera y una creciente preocupación por temas de conservación, que ha aumentado debido a la presencia de especies emblemáticas como el buitre negro y, recientemente con la inclusión de parte del Pinar dentro del Parque Nacional Sierra de Guadarrama. La metodología propuesta permite adaptar este cambio de prioridades e introducir diferentes aspectos relacionados con la conservación de la biodiversidad. Por último, los resultados obtenidos en esta Tesis Doctoral permiten obtener soluciones que son aceptables para el centro decisor al tiempo que se estiman los costes de oportunidad físicos y económicos (en volumen de madera y euros respectivamente) de las medidas de conservación introducidas.

Palabras clave: Planificación forestal estratégica, programación por metas, alternativas selvícolas, *Green-Tree Retention*, especies amenazadas, biodiversidad, servicios ecosistémicos.

ABSTRACT

The integration of biodiversity into forest management has traditionally been a challenge for many researchers and practitioners. First, we have provided a survey of forest management papers that use different Operations Research (OR) methods in order to integrate biodiversity objectives into their planning models. One hundred and seventy-nine references appearing in the ISI Web of Science database in the last 30 years have been categorized and evaluated according to different attributes like model components, forest management elements, or biodiversity issues. The results show that many OR methods have been applied to deal with this challenging objective. Up to 18 tools have been identified as the most used techniques, divided into four large groups (classic optimization, heuristics, multicriteria applications and other techniques). Likewise, the temporal evolution of the use of one or another technique has been analyzed, as well as the possible preferences by countries when selecting one of them. Finally, two clear trends in this set of papers should be highlighted: the incorporation of spatial analysis tools into these operational research models and, second, the setting up of hybrid models, which combine different techniques to solve this type of problems.

In relation to the above, the different methods of forest management had traditionally been oriented almost exclusively towards different tangible productions, leaving aside services that do not have a market price, such as biodiversity conservation. However, in recent years, this trend has reversed and outputs such as wood production have lost weight compared to the consideration of other ecosystem services. In this sense, one of the strategies developed in many forests consists in proposing a set of possible silvicultural alternatives (considering different stands' structure and protection figures) compared to the cutting system traditionally used. In addition, different objectives of different nature have been introduced, according to production, technical, social and environmental criteria. However, as is obvious, there will be some degree of conflict between them and to analyze this conflict it is proposed to resort to the design of pay-off matrices. The result of these matrices will justify the need to resort to multicriteria techniques, which allow us to incorporate the preferences of decision-making centers. In this specific case, several interactions were carried out with two different decision makers. On the one hand, these interactions range from the selection of criteria to the allocation of preferential weights for each criterion until the best solution is identified among a set of possible alternatives. On the other hand, the preferences regarding the best

silvicultural treatment to be used have been introduced taking into account the particularities of each management unit. The analytical procedure presented is based on three variants of the goal programming technique, through the development of three models applied in a case study. The case study chosen is the "Pinar de Valsaín", which is located in the province of Segovia. The Pine forest has a long tradition in timber production and a growing concern for conservation issues, which has increased recently, due to the presence of emblematic species such as the black vulture and, few years ago, with the inclusion of certain area of the Pine forest within the Sierra de Guadarrama National Park. The proposed methodology allows adapting this change of priorities and introducing different aspects related to the biodiversity conservation. Finally, the results obtained in this Doctoral Thesis allow us to obtain solutions that are acceptable for decision makers, while estimating the physical and economic opportunity costs (in timber volume and Euros respectively) of the conservation measures introduced.

Keywords: Strategic forest planning, goal programming, silvicultural alternatives, *Green-Tree Retention*, threatened species, biodiversity, ecosystem services.

SIGLAS Y ABREVIATURAS

AGC: Área de Gestión Condicionada.

AGR: Área de Gestión Restringida.

AHP: *Analytic Hierarchical Process* (Proceso Jerárquico Analítico).

ANP: *Analytic Network Process* (Proceso Analítico de Red).

BOE: Boletín Oficial del Estado.

BOCYL: Boletín Oficial de Castilla y León.

CCF: *Continuous Cover Forestry* (Cobertura Forestal Continua).

CEEA: Catálogo Español de Especies Amenazadas.

CI: *Consistency Index* (Índice de Consistencia).

CNEAM: Catálogo Nacional de Especies Amenazadas.

CP: *Compromise Programming* (Programación Compromiso).

C.U.P: Catálogo de Utilidad Pública.

DGMN: Dirección General de Medio Natural.

DM: *Decision Maker* (Centro Decisor).

DP: *Dinamic Programming* (Programación Dinámica).

EGP: *Extended Goal Programming* (Programación por Metas Extendidas).

ELECTRE: *Elimination and Choice Expressing Reality*.

EN: *Endagered* (En peligro).

FMCP: *Fuzzy Multi-Criteria Programming* (Programación Multicriterio Difusa).

FSC: *Forest Stewardship Council*.

GA: *Genetic Algorithms* (Algoritmos Genéticos).

GDM: *Group Decision Making* (Técnicas de decisión en grupo).

GIS (SIG): *Geographic Information System* (Sistemas de Información geográfica).

GP: *Goal Programming* (Programación por Metas).

GTR: *Green-Tree Retention* (Retención en verde).

H: *Heuristics* (Heurísticas).

HERO: Heurística con resolución en dos etapas (estimación del modelo de utilidad y posteriormente la maximización de este modelo).

IGOMA: Instrucciones Generales para la Ordenación de Montes Arbolados.

IP: *Integer Programming* (Programación Entera).

IUCN (UICN): *International Union for Conservation of Nature* (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza).

JCR: *Journal Citation Reports*.

LGP: *Lexicographic Goal Programming* (Programación por Metas Lexicográficas).

LIC: Lugar de Interés comunitario.

LP: *Linear Programming* (Programación Lineal).

MAGRAMA: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

MAPAMA: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.

MAUT: *Multi-Attribute Utility Theory* (Teoría de la Utilidad de Atributos Múltiples).

MCDM: *MultiCriteria Decision Making* (Técnicas de Decisión Multicriterio).

MDP: Matriz de pagos (*Pay-off Matrix*).

MGP: *Minimax Goal Programming* (Programación por metas Minimax o Chebyshev).

MH: *Metaheuristics* (Metaheurísticas).

MILP: *Mixed Integer Linear Programming* (Programación Lineal Entera Mixta).

MINLP: *Mixed Integer Non-Linear Programming* (Programación No Lineal Entera mixta).

MOIP: *Multi-Objective Integer Programming* (Programación Entera Multiobjetivo).

MOP: *Multi-Objective Programming* (Programación MultiObjetivo).

NLP: *Non Linear Programming* (Programación No Lineal).

OAPN: Organismo Autónomo de Parques Nacionales.

OR (IO): *Operations Research* (Investigación Operativa).

OWA: *Ordered Weighted Averaging*.

PEFC: *Programme for the Endorsement of Forest Certification*.

PN: Parque Nacional.

PORN: Plan de Ordenación de los Recursos Naturales.

PROMETHEE: *Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluations*.

PRUG: Plan Rector de Uso y Gestión.

SA: *Simulated Annealing*.

SAW: *Simple Additive Weighting*.

TS: *Tabu Search*.

VR: *Variable Retention* (Retención Variable).

VU: *Vulnerable* (Vulnerable).

WGP: *Weighted Goal Programming* (Programación por Metas Ponderadas).

WLC: *Weighted Linear Combination*.

ZEC: Zona de Especial Conservación.

ZEPA: Zona de Especial Conservación para las aves.

1. INTRODUCCIÓN

En este apartado se realiza una introducción relativa a cómo se han ido integrando diferentes aspectos relativos a la conservación de la biodiversidad en la gestión forestal (tema central de esta Tesis Doctoral). En primer lugar, se procede a presentar distintos métodos de gestión forestal orientados a este propósito, los cuales han fomentado el desarrollo de una serie de herramientas y estrategias susceptibles de ser aplicadas en distintos niveles de planificación (estratégico o táctico), lo que ha supuesto ciertas modificaciones en el aprovechamiento forestal para integrar una serie de objetivos orientados a la conservación de la biodiversidad. Por último, como consecuencia de lo anterior, se comenta la proliferación de nuevas alternativas selvícolas y el cambio que esta situación ha supuesto en conceptos como la sostenibilidad o su evolución de acuerdo con este nuevo paradigma.

Foto 1. *Pinar de Valsain*. Marta Ezquerro (2017).

1.1. La introducción de la biodiversidad en la gestión forestal

La mayoría de los métodos de gestión forestal aplicados en masas forestales con presencia de diferentes valores ecológicos habían estado orientados, casi en exclusiva, hacia una visión asociada a distintas producciones tangibles, dejando a un lado aquellos bienes y servicios que no disponen de un precio de mercado, como es el caso de la conservación de la biodiversidad.

En el caso de España se puede decir que, en general, existen numerosos casos de montes en los que existe una dualidad entre producción y conservación, donde la antaño primordial importancia de la producción maderera ha ido perdiendo peso ante atributos asociados a la preservación de diferentes valores ecológicos (Gil-Tena et al., 2008). Sin embargo, la creciente importancia hacia objetivos relacionados con la biodiversidad no ha venido acompañada, desde el punto de vista de la gestión forestal, por un conjunto de herramientas claras que fomenten su conservación. Así, en la práctica, se prohíben en distinto grado las cortas comerciales, y las intervenciones en estas zonas con objetivos de conservación, suelen centrarse en actuaciones de saneamiento o cortas de policía, como se comenta en Montero et al. (2001). A pesar de ello, este tipo de tratamientos no constituyen el único y mejor camino para asegurar tanto la preservación de ciertos valores ambientales como el desarrollo de otros objetivos, a veces incompatibles. Esta realidad justificaría la importancia de construir modelos orientados a la conservación de las masas forestales, que, por ejemplo, ayuden a calcular el coste de oportunidad de adoptar ciertas medidas, como puede ser renunciar a ciertos beneficios monetarios derivados de las cortas finales.

En este contexto, la primera pregunta que se puede plantear es si los métodos de gestión forestal actualmente empleados en nuestro país son válidos para acometer el desafío de integrar los objetivos de conservación dentro de un monte con una orientación productiva. Respondiendo brevemente a esta cuestión, se puede decir que, aunque algunos métodos puedan plantear acciones concretas que favorezcan la conservación (Rojo y Montero, 2005), en España no existe ningún método de ordenación de montes, incluido en las distintas Instrucciones publicadas a nivel nacional o autonómico, claramente orientado a la conservación de la biodiversidad.

1.2. Herramientas orientadas a integrar la conservación de la biodiversidad

Esta indeterminación supone una oportunidad adicional para el uso de modelos de planificación forestal estratégica basados en la programación matemática, es decir, métodos que se basan en buscar unas soluciones óptimas frente a los métodos tradicionalmente empleados, orientados principalmente a la obtención de bienes como la producción de madera. Dentro de este conjunto de métodos matemáticos destacan aquellos que permiten considerar de forma simultánea múltiples objetivos, los cuales, en su dimensión más básica, tratan de elegir “lo mejor” de entre “lo posible” (Romero, 1996). Una ventaja derivada de estos modelos es que permiten simular distintos escenarios futuros en función de posibles cambios en las variables inicialmente consideradas, lo que proporciona al gestor un análisis más amplio y favorece el proceso de la toma de decisiones. Aunque la aplicación práctica de estos modelos es reducida en nuestro país, las vigentes Instrucciones Generales de Ordenación de Montes Arbolados a nivel nacional (1970) indican en su artículo 82 la posibilidad de aplicar cualquier método de ordenación, siempre que se justifique adecuadamente la adopción de las nuevas variantes o sistemas (BOE, 1971).

De esta forma, los objetivos de gestión forestal han evolucionado indudablemente durante las últimas décadas y se han incorporado nuevos criterios asociados con bienes y servicios sin precio de mercado (como la conservación de la biodiversidad), que hasta hace relativamente poco tiempo no se habían incluido como un objetivo en la gestión forestal. Así, desde hace algunos años la conservación de la biodiversidad se considera un criterio que debe ser incluido en la planificación forestal. Esta afirmación se sustenta, entre otros motivos, porque así se ha considerado actualmente en diversas obras de referencia dentro del campo la gestión forestal (Davis et al., 2001; Fujimori, 2001; Kangas et al., 2015).

La incorporación gradual de estos nuevos objetivos (biodiversidad, sostenibilidad, protección de cuencas hidrográficas, etc.) ha aumentado la complejidad de la gestión ya que, según algunos autores, la componente espacial debería incluirse entonces en los planes forestales (Bettinger et al., 2009; Eunjoo y Dong-Kun, 2018). De esta forma, se presenta una situación en la que el factor tiempo, que constituía un factor clave en la gestión forestal desde un punto de vista estratégico (cuándo o cuánto cortar) ha perdido importancia respecto a la componente espacial (dónde y cómo deben efectuarse las cortas finales).

1.3. Niveles de planificación forestal

En esta línea, conviene resaltar la importancia de la escala de la planificación, como un factor clave en el ámbito forestal, sobre todo teniendo en cuenta que a menudo los objetivos propuestos requieren la coordinación de diversas acciones generalmente durante un largo período de tiempo (Recknagel, 1919). Además, hay que tener en cuenta que muchas de las actividades forestales tienen consecuencias a largo plazo, influyendo en decisiones como la silvicultura empleada para la regeneración de la masa, la mezcla de especies o su estructura, los tratamientos intermedios a aplicar, así como la decisión de no intervenir la masa por razones de conservación. En esta línea, la planificación de la gestión forestal se produce atendiendo a diferentes escalas, principalmente en términos espaciales y temporales (Turner et al., 2002). En la dimensión espacial, a menudo se distingue si la gestión se efectúa a nivel de rodal (unidad dasocrática), de monte o de ecosistema. La escala temporal de la planificación forestal puede variar de semanas a décadas e incluso siglos (Borges et al., 2014). Por tanto, en función de la escala temporal utilizada para llevar a cabo las diferentes actividades derivadas de la gestión, la planificación queda estratificada en tres categorías generales: estratégica, táctica y operativa (McDill, 2014).

Dejando de lado los vínculos y conflictos entre estos niveles (Rönnqvist et al., 2015; Augustynczyk et al., 2016), y las posibles diferencias existentes a nivel geográfico, existen claras diferencias entre estos tres niveles de planificación. En primer lugar, la planificación estratégica es aquella donde se consideran metas amplias y a largo plazo, y donde se desarrollan estrategias generales para alcanzarlos (Leuschner, 1990). Las decisiones tomadas en este nivel incluyen objetivos a largo plazo, que persiguen unos patrones de estructura del monte futuro deseada, incluyendo la composición de especies y la distribución de clases de edad, así como asegurar su continuidad en el tiempo. Este tipo de decisiones consideran el impacto a largo plazo de las actividades programadas en la gestión (Spencer, 1985), lo que conlleva horizontes temporales que abarcan al menos la longitud de un turno (Borges et al., 2014). En resumen, la planificación estratégica, a grandes rasgos, incluye objetivos generales a largo plazo (Martell et al., 1998), considerando diversos factores económicos, ecológicos y sociales (Kaya et al., 2016).

En segundo lugar, la planificación táctica se centra en objetivos a medio plazo (McDill, 2014), como pueden ser las superficies o árboles que van a ser aprovechados en los próximos

años (Weintraub y Murray, 2006). En este nivel se articulan las actividades propuestas en el nivel anterior (Turner et al., 2002) y, además, se incorporan habitualmente diversos elementos espaciales en su gestión (Baskent y Keles, 2005; Wagner et al., 2010). Por último, la planificación operativa se refiere a la aplicación efectiva y detallada de las actividades propuestas. Por tanto, en este nivel se indica cuándo y cómo se realizan las operaciones, habitualmente en un plazo de tiempo muy corto (Marques et al., 2014).

En relación a las escalas comentadas, aunque la inclusión de un objetivo relacionado con la conservación de la biodiversidad puede justificar un aumento en la longitud del turno (Buongiorno y Gilles, 2003), una vez que se incluyen los objetivos de conservación de la biodiversidad, las decisiones tácticas adquieren mayor relevancia. Sin embargo, este cambio que implica la incorporación de restricciones espaciales ha desencadenado una búsqueda de herramientas de análisis más sofisticadas que las utilizadas inicialmente en la gestión forestal (Programación Lineal), como se mostrará en las siguientes secciones. En concreto, el uso de las técnicas de Investigación Operativa (*Operations Research*, OR) en estos niveles de planificación ha sido un tema recurrente en la literatura durante varias décadas (Weintraub y Bare, 1996; Yoshimoto et al., 2016), como se comentará en el apartado de Antecedentes.

1.4. Modificación de ciertos aspectos en el aprovechamiento forestal orientados a la conservación de la biodiversidad

La importancia de la conservación de la biodiversidad ha llevado a ciertas decisiones críticas en la gestión forestal, que han supuesto modificaciones en algunos aspectos. Por ejemplo, se ha propuesto tanto aumentar la longitud del turno empleado (Lindenmayer y Franklin, 2002), como considerar ciertos modelos selvícolas que evitan que se realicen las cortas de forma continua, tratando de no eliminar por completo la cobertura del suelo en una sola actuación. Estos modelos sugieren dejar cierto arbolado residual para mitigar el impacto derivado del aprovechamiento forestal en la biodiversidad (Gustafsson et al., 2012; Fedrowitz et al., 2014) o incluso, se ha propuesto recurrir al uso de sistemas selvícolas que favorecen la existencia de una cobertura forestal continua (*Continuous Cover Forestry*, CCF), y que son ampliamente aceptados para preservar la biodiversidad (Schütz et al., 2012).

De acuerdo con lo que se ha comentado anteriormente, debería añadirse que, hasta la fecha, se han aplicado numerosas técnicas basadas en la OR en un intento por desarrollar

planes forestales aceptables desde una perspectiva donde se incluya la conservación de la biodiversidad como un objetivo en la gestión forestal. Estas técnicas se han utilizado en diferentes escalas espaciales, incluyendo diversas silviculturas y múltiples objetivos (Cao, 2017). De hecho, ha habido una proliferación de diferentes trabajos de revisión relacionados con la integración de la biodiversidad en el aprovechamiento forestal en los últimos años, especialmente bajo una componente espacial (Chapman y McCaw, 2017; Ligmann-Zielinska, 2017). Este enfoque ha sido utilizado por varios autores (Naesset, 1997; Faiz y Krichen, 2012), quienes se centraron en la aplicación de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) en la gestión forestal mientras se incorporaba la biodiversidad como objetivo. Por otro lado, en Kurttila (2001) se revisan estudios que utilizan diferentes herramientas de optimización para integrar variables espaciales orientadas a mitigar la fragmentación de hábitats de especies asociadas al ámbito forestal. Otro estudio que debe mencionarse es el de Bettinger y Chung (2004), en el que se revisan publicaciones sobre técnicas de gestión forestal en América del Norte, donde se tienen en cuenta diversos objetivos no madereros y se hace referencia a objetivos orientados a la preservación de vida silvestre y al empleo de restricciones de superficie mínima de corta o de adyacencia. Además, el empleo de estas restricciones ha sido utilizado por muchos autores (Baskent y Keles, 2005; Weintraub y Murray, 2006) cuando se abordan aspectos relacionados con la planificación forestal a escala espacial (Berec, 2002), y con especial énfasis en varios objetivos, entre los cuales se encuentra la biodiversidad.

Por otro lado, otros autores establecen diferentes enfoques bajo un componente espacial para preservar la biodiversidad; por un lado, el diseño de la red de reservas (Williams et al., 2004; Williams et al., 2005) y por otro, el diseño de índices relacionados con el hábitat de especies (Bettinger et al., 2003). El diseño de reservas se ha centrado tanto en cuestiones ecológicas utilizadas para su selección como en métodos computacionales utilizados para encontrar un diseño óptimo (Williams, 2008) o en evaluar el coste asociado a la distribución de las mismas (Lundström et al., 2011). Este diseño óptimo incluye una gran variedad de criterios como la componente espacial, la proximidad o dispersión de las poblaciones y la adyacencia entre hábitats disponibles, que pueden tener fuertes efectos sobre la diversidad de especies en montes gestionados (Huang et al., 2001; Kurttila, 2001). En otros trabajos, se han empleado índices espaciales para calcular diferentes niveles de fragmentación de hábitat como la distancia al vecino (parche) más cercano, la proximidad media o el índice de forma (Kašpar et al., 2015), o bien para optimizar el hábitat disponible para ciertas especies (Öhman et al., 2011).

Teniendo en cuenta que, actualmente, la gestión forestal se orienta hacia un contexto de multifuncionalidad, algunas de las soluciones que se han propuesto para lograr integrar la conservación de la biodiversidad pasan bien por introducir ciertas restricciones en la gestión inicialmente prevista, o por la utilización de métodos multicriterio que permitan optimizar de forma simultánea varios outputs (Bertomeu y Romero, 2001). Por todo ello, y ante la realidad que muestra cómo los métodos tradicionales habitualmente empleados en la gestión forestal no aseguran unas estrategias adecuadas para compatibilizar diversos objetivos forestales en conflicto, se planteará el empleo de modelos basados en la programación matemática, en concreto, aquellos integrados bajo el paraguas de la Teoría de la Decisión Multicriterio (*MultiCriteria Decision Making*, MCDM). Este cambio reciente en las prioridades a considerar en la planificación forestal, así como la integración de las preferencias de los diferentes stakeholders implicados, han generado nuevos enfoques en la gestión de las masas forestales.

1.5. Incorporación de nuevas alternativas selvícolas

Por otro lado, en las últimas décadas, y simultáneamente en diferentes partes del mundo, se han planteado una serie de alternativas y herramientas selvícolas para integrar objetivos adicionales junto con la producción de madera en la gestión forestal, contribuyendo a la idea de multifuncionalidad asociada a los sistemas forestales (Gustafsson et al., 2010; Puettmann et al., 2015). En muchos casos, tal multifuncionalidad se logra modificando la forma de realizar el aprovechamiento, reduciendo las zonas afectadas por las cortas finales (Matthews, 1989; de Groot et al., 2016), y dejando partes del bosque sin cortar de forma perpetua. Aunque algunos de estos enfoques fueron sugeridos en Europa hace siglos (Hundeshagen, 1826; Smith, 1972), recientemente, se han retomado conceptos asociados a la irregularidad de las masas forestales denominados por algunos autores como “*multi-aged*” (O’Hara, 2014; Puettmann et al., 2015), insistiendo en la importancia de que coexistan simultáneamente diversas clases de edad en una misma unidad de gestión (Nolet et al., 2018).

En esta línea, de entre las alternativas selvícolas disponibles, destaca el método conocido como retención en verde (*Green-Tree Retention*, GTR), (Bauhus et al., 2009; Gustafsson et al., 2012) ampliamente utilizado en bosques de Norteamérica, Suecia, Noruega y Finlandia, y recientemente aplicado en otros países. Esta herramienta selvícola pretende asegurar ciertos microhábitats de bosque maduro, reduciendo así las perturbaciones generadas

por la intervención humana y mejorando con ello la dispersión de especies al incrementar la conectividad del paisaje. Su empleo enfatiza la importancia de una persistencia continua de los recursos naturales mediante la retención a largo plazo de árboles muertos y vivos, dispersos o agregados como áreas de bosque maduro intacto, consiguiendo así una mayor continuidad y complejidad estructural (Franklin, 1989; Franklin et al., 1997). En general, existen numerosos estudios en Europa sobre árboles maduros, madera muerta y sus microhábitats, y aunque no abordan específicamente la retención en verde, constituyen una base de investigación importante para la posterior aplicación de estas alternativas selvícolas (Gustafsson et al., 2019). En concreto, esta herramienta surgió para proteger al búho moteado (*Strix occidentalis* L.), cuyas poblaciones se encontraban bajo cierto grado de amenaza en los bosques de Norteamérica (Forsman et al., 1977). Tras la aplicación de diferentes diseños experimentales de la herramienta GTR (Blakesley et al., 2005; Poage et al., 2007) y de promover su uso en diferentes regiones para este fin, estudios recientes han publicado las ventajas derivadas del empleo de esta técnica para la protección de estas especies (Lesmeister et al., 2018).

Con el paso del tiempo, esta idea conocida inicialmente como GTR, se ha extendido desde la costa oeste de los EE. UU. a otros países (Gustafsson et al., 2012), y actualmente existe abundante literatura al respecto (Rosenvald y Löhmus, 2008; Gustafsson et al., 2010; Baker et al., 2013; Fedrowitz et al., 2014). Sin embargo, en los últimos años, esta idea se ha popularizado con el término de Retención Variable (*Variable Retention*, VR), cuyo empleo también fomenta la creación de rodales de múltiples edades (O'Hara, 2014), aumenta las estructuras de crecimiento maduro para favorecer otros servicios ecosistémicos (Bauhus et al., 2009), y mejora la complejidad de los bosques gestionados. Este cambio de término se debe a que el arbolado o superficie retenida puede efectuarse bajo dos modalidades, de forma dispersa (árboles aislados) o de forma agregada (en grupos o en parches). Shea et al. (2017) mostraron cómo esta herramienta selvícola resulta efectiva para conservar la biodiversidad a escala de paisaje, especialmente cuando existen niveles moderados de fragmentación (Kouki et al., 2001; Mori et al., 2017b); mientras que en Augustynczyk et al. (2018a) se aborda el mismo enfoque, pero a nivel de rodal. Además, otros autores han estudiado la repercusión que tienen ambas modalidades de retención evaluando las consecuencias derivadas su distribución espacial en la dinámica forestal después de una década de aplicación (Crotteau et al., 2018) o su impacto tras 20 años (Lencinas et al., 2018; Sullivan y Sullivan, 2018).

Por tanto, esta alternativa selvícola (VR), que persigue mitigar los efectos de la corta final en la biodiversidad, podría ser perfectamente válida cuando nos enfrentamos a casos donde la conservación de ciertas especies faunísticas es un objetivo clave en la gestión del aprovechamiento forestal. En concreto, esta herramienta se ha utilizado frecuentemente para mejorar el hábitat de diferentes grupos de aves que habitan en los montes (Machar et al., 2019). En este sentido, algunos autores matizan que este porcentaje debe ser superior al 10% de la superficie gestionada para surtir tal efecto (Basile et al., 2019), mientras que en regiones como Norteamérica se tiende a utilizar valores superiores al 20% (Gustafsson et al., 2012). Además, en Basile et al. (2019) se ha comprobado que en función de la especie de ave considerada, y bajo diferentes niveles de retención (40-70%), se consigue mantener la misma abundancia y riqueza de estas especies que la obtenida en bosques no gestionados. Sin embargo, en trabajos como en Holloway et al., (2012) se ha recurrido a esta herramienta bajo diferentes porcentajes de retención para la protección de otras especies como las ardillas voladoras (*Glaucomys sabrinus* S.). La gran flexibilidad de esta herramienta en su aplicación justifica su uso en diferentes sistemas forestales, y en particular, en climas boreales y templados (Gustafsson et al., 2012). Además, algunos autores coinciden en que es una herramienta esencial para lograr una gestión forestal ecológicamente sostenible (Lindenmayer et al., 2012) en un contexto de multifuncionalidad, tan propio de muchos sistemas forestales. Sin embargo, aunque para algunos autores estas nuevas prácticas selvícolas pueden ser compatibles con la idea de monte normal (Deal et al., 2013), hay que tener en cuenta que en estos enfoques ya no se persiguen dichos objetivos clásicos de gestión forestal. En cualquier caso, estos sistemas de retención tienen una gran repercusión en el aprovechamiento (Ribe, 2005) y generalmente conducen a una disminución en el número y la intensidad de las cortas y, por lo tanto, esto supondría una reducción en el beneficio económico asociado a estos sistemas forestales.

1.6. Evolución del concepto de sostenibilidad

A pesar de emplearse en diversos campos científicos, el concepto de sostenibilidad nace en el ámbito forestal hace más de 300 años, a raíz del trabajo seminal de von Carlowitz (1713). De forma general, el concepto primigenio de sostenibilidad ha marcado el desarrollo de la ciencia forestal tanto en Europa como en América (Franklin et al., 2018). Además, se ha convertido en una componente principal de la gestión forestal durante los últimos 250 años (Schraml y Detten, 2010) y esta cuestión ha sido aceptada de forma casi unánime por los

forestales (Hauhs y Langel, 2000). A grandes rasgos, esta idea de sostenibilidad se basaba en el concepto de “monte normal”, acorde con el tipo de gestión forestal que se ha venido realizando desde entonces. De esta forma, la gestión se caracterizaba por ser mono-objetivo orientada únicamente a la producción de madera, habitualmente en masas regulares, donde primaban una o pocas especies principales (Ciancio y Nocentini, 2011), y donde se aplicaba un único tipo de silvicultura y a un turno fijo (Puettmann et al., 2015). Por otro lado, un único centro decisor tomaba las decisiones correspondientes resultando fundamental perpetuar la idea de regulación de la masa (Kangas et al., 2015; Franklin et al., 2018). Finalmente, a consecuencia de lo anterior, y a diferencia de lo que ocurre en la actualidad (Kašpar et al., 2015), las restricciones para efectuar las cortas finales eran muy leves.

Comentado lo anterior, la idea de sostenibilidad se ha ido modificando y actualizando debido, entre otras razones, a cambios en el rol que los bosques juegan para la sociedad (Maroto et al., 2013; Rytteri et al., 2016). Además, la demanda de bienes y servicios procedentes de los sistemas forestales se ha incrementado de forma continua (Pretzsch y Knoke, 2017), lo que conlleva que hoy en día la gestión forestal resulte mucho más multifacética (Parrot y Kange, 2014), incluyendo otros servicios ecosistémicos que no se contemplaban en la idea seminal de von Carlowitz, como es el caso de la biodiversidad (Eyvindson et al., 2018b). De hecho, recientemente algunos autores van más allá de la idea de este autor definiendo los bosques como “sistemas bioeconómicos multifuncionales” (Langenberger y Lippe, 2018). Al mismo tiempo, también se ha intentado vincular la idea de sostenibilidad en la gestión forestal con la de resiliencia (Rist y Moen, 2013). En esta línea, aunque el concepto “sostenible” se ha unido desde hace años a la idea de gestión forestal (Bettinger et al., 2017), algunos autores proponen el concepto de “gestión forestal ecológicamente sostenible” para destacar un tipo de gestión forestal que fomenta la integridad del ecosistema (Lindemayer et al., 2012).

Por tanto, la evolución que ha sufrido la gestión forestal obliga a reformular el concepto de sostenibilidad original (monte regulado), pero teniendo en cuenta que en ocasiones los *trade-offs* entre distintos criterios no son del todo conocidos (Mori et al., 2017a). Es decir, se debería redefinir esta idea partiendo de la premisa de que no tiene por qué presentarse una estructura regular, sino donde se planteen diferentes alternativas selvícolas (Puettmann et al., 2015), donde se integren otros servicios ecosistémicos (más allá de la producción de madera) (Fischer et al., 2007; Ovando et al., 2017), y donde se incluyan las preferencias de los

distintos stakeholders en la toma de decisiones (Díaz-Balteiro et al., 2017a). Como se comenta en algunos trabajos, una estructura “*multi-aged*” en una masa forestal está asociada a una idea de sostenibilidad a largo plazo (O’Hara, 2014), incorporando múltiples usos en distintas unidades de gestión incluso con turnos variables (Toman y Ashton, 1996). Por último, la inclusión de distintas alternativas selvícolas en el análisis se justifica debido a que la silvicultura como ciencia debería responder a las demandas de la sociedad y no centrarse sólo en la producción de madera (Puettmann et al., 2009; Fredericksen, 2019).

Para abordar este reto, varios autores han recurrido a definir un conjunto multidisciplinar de criterios e indicadores para tratar de consensuar lo que debe ser una gestión forestal sostenible (Raison et al., 2001), aunque en ocasiones no resulta sencillo aplicarlo a nivel estratégico (Spies et al., 2019). Además, estos criterios deben ser fácilmente reproducibles e interpretables (O’Hara et al., 2007), cuya premisa ha sido aplicada con éxito a distintas escalas espaciales y temporales. De hecho, existen indicadores de sostenibilidad en la gestión forestal a nivel nacional o supranacional (Linser et al., 2018), o a nivel de sistema forestal (Díaz-Balteiro et al., 2016). Por otro lado, este procedimiento también puede verse en los sistemas de certificación forestal más empleados hoy en día donde se requiere simplemente el cumplimiento de una serie de indicadores (Rametsteiner y Simula, 2003). Sin embargo, aunque es común pensar que un sello de certificación implica un atributo de sostenibilidad, en algunas ocasiones esta relación directa no resulta tan clara (Díaz-Balteiro y García de Jalón, 2017).

Por último, en base a la literatura consultada, se ha comprobado cómo la definición de la sostenibilidad en la gestión forestal presentaba habitualmente un carácter estático. Es decir, algunos trabajos recogían una sola medida de los indicadores sin tener en cuenta su evolución temporal, a pesar de que en la propia definición de la palabra está incluida esta componente (Helms, 1998). En esta línea, sólo en algunos trabajos se ha propuesto medir un conjunto de criterios de forma dinámica, a lo largo del horizonte de planificación que abarca la gestión forestal, en un determinado caso de estudio (Briceño-Elizondo et al., 2008; Díaz-Balteiro et al., 2017a). Sin embargo, dada la dilatada longitud de los turnos empleados en la actualidad en muchos sistemas forestales, resulta necesario disponer de un conjunto de indicadores cuyos valores puedan calcularse en cada período o, al menos, sean cuantificables al final del horizonte de planificación.

2. ANTECEDENTES

En este apartado se pretende proporcionar una visión general acerca de una serie de técnicas de Investigación Operativa (OR), debido a su relevancia en esta Tesis Doctoral. Las técnicas aquí incluidas emplean diferentes metodologías en su resolución y responden a diferentes problemáticas como se verá a continuación.

Con el fin de proporcionar una exposición independiente de las diversas técnicas consideradas, en los párrafos siguientes se han incluido algunas explicaciones concisas sobre las ideas básicas que subyacen en los cuatro grandes grupos en los que se han dividido las técnicas de OR utilizadas en una serie de trabajos considerados: Técnicas de optimización clásica, Métodos Metaheurísticos, Aplicaciones Multicriterio y otras técnicas. El contenido de este apartado de revisión de técnicas pretende que el lector pueda profundizar en estos métodos y en algunos ejemplos de aplicaciones de cada uno de ellos en la gestión forestal.

Foto 2. *Pinar de Valsain*. Marta Ezquerro (2017).

2.1. Técnicas de optimización clásica

De forma general, se puede decir que la Programación Lineal (*Linear Programming*, LP) es la técnica bajo la cual se ha desarrollado la OR, siendo por ello uno de los métodos más ampliamente difundidos. Esta técnica se utiliza con frecuencia en la gestión forestal, especialmente para problemas de planificación forestal estratégica, y en particular para la programación de las cortas en el aprovechamiento maderero (problema conocido como *timber harvest scheduling*). Dada su importancia, muchos libros de gestión forestal han dedicado capítulos para explicar esta técnica (Davis et al., 2001; Buongiorno y Gilles, 2003). Curiosamente, aunque el algoritmo más extendido para su resolución es el conocido como “simplex”, que fue propuesto por Dantzig en 1947, una versión similar había sido presentada en 1939 por el ganador del Premio Nobel Kantorovich en un trabajo relacionado con el contexto forestal: la reorganización de la industria de la madera en la antigua Unión Soviética (Matoušek y Gärtner, 2007). Sin embargo, y a pesar de sus múltiples aplicaciones en el ámbito forestal, el uso de la LP ha disminuido en los últimos años debido a que ha aumentado la complejidad del problema y, por lo tanto, se necesitan modelos más complejos para abordar este proceso. Al hilo de esto último, con frecuencia es necesario recurrir a funciones objetivo y/o restricciones no lineales, que condujeron al uso de la Programación no lineal (*Non Linear Programming*, NLP). Por otra parte, LP no permite la entrada de variables espaciales. Además, cabe señalar que existen notables diferencias entre problemas de LP y NLP, y que consisten básicamente en que los algoritmos computacionales de programación no lineal involucran un esquema iterativo para resolver el problema, a veces caracterizado como algoritmos de búsqueda.

En otras ocasiones, y a diferencia de los modelos de LP y NLP, algunos problemas requieren variables de decisión enteras a menudo caracterizadas por el empleo de variables binarias. De esta forma, cuando el problema involucra varias decisiones interrelacionadas, la programación lineal puede que no sea el método de resolución más eficiente. En su lugar, la programación dinámica (*Dinamic Programming*, DP) proporciona un procedimiento eficiente para resolver este tipo de problemas. Sin embargo, al contrario que con la estructura de LP, no existe una formulación de programación dinámica generalizada, sino que la estructura de cada modelo de DP generalmente se formula para cada problema particular. En concreto, la Programación dinámica es una técnica que se utiliza para resolver problemas complejos, dividiéndolos en subproblemas más pequeños que son más fáciles de resolver y que producen

la misma solución óptima que el problema original (Kaiser y Messer, 2012). Esta metodología se ha aplicado a problemas clásicos de gestión forestal, como la obtención del turno óptimo en algunos contextos, la programación del aprovechamiento o la optimización de la intensidad de varias prácticas selvícolas como el programa de claras (Bettinger et al., 2009; Kennedy, 1986).

A su vez, los problemas de optimización discreta se pueden clasificar como Programación Entera (*Integer Programming*, IP), Programación lineal entera mixta (*Mixed Integer Linear Programming*, MILP) y Programación no lineal de entera mixta (*Mixed Integer Non-Linear Programming*, MINLP) (Diwekar, 2008). Resulta interesante señalar que hay muchos problemas con carácter forestal que pueden formularse como problemas de programación entera. En este tipo de modelos pueden introducirse consideraciones espaciales en la planificación del aprovechamiento, como las restricciones de adyacencia (Bettinger et al., 2009; Hof, 1993) o el diseño de la ruta más corta para minimizar costes durante el aprovechamiento de algunos rodales (Buongiorno y Gilles, 2003). Un método de resolución comúnmente utilizado para resolver problemas de IP y MILP es el algoritmo de *branch-and-bound*. El uso de este método implica resolver un gran número de problemas de programación lineal (relacionados) en su búsqueda de una solución entera óptima (Vanderbei, 2014). En los problemas de MILP, la función objetivo y las restricciones son lineales, y algunas de las variables de decisión son enteras mientras que otras son continuas. Finalmente, se resaltan algunos ejemplos de la aplicación de esta técnica en problemas de hábitat de vida silvestre bajo diferentes prácticas forestales (Hof y Bevers, 2002; Holloway et al., 2012), mientras que otros trabajos explican las ventajas de utilizar la Programación Lineal Entera (ILP) en algunos problemas que integran objetivos de conservación (Beyer et al., 2016). En concreto, en algunos estudios se utilizaron este tipo de modelos para integrar alternativas selvícolas hacían referencia a escenarios de retención (Bergseng et al., 2012; Søvde et al., 2014; Diaz et al., 2018). Por otro lado, Bouchard y Garet (2014) desarrollaron un enfoque estratégico basado en el Modelo II (Johnson y Scheurman, 1977), donde se optimiza la producción de madera, pero introduciendo la retención en verde sólo como una restricción en el problema. Por último, en Ramage et al. (2013) se desarrolla una estrategia para la conservación de especies basada en la optimización y se comentan las ventajas de esta técnica frente al empleo de herramientas no optimizadoras.

2.2. Métodos Metaheurísticos

Debido a la mayor complejidad que han ido adquiriendo los problemas de optimización, han ido surgiendo otras técnicas que se presentan como una alternativa a las anteriormente comentadas. Desde la década de 1980 en adelante se han desarrollado algunos procedimientos iterativos, generalmente basados en búsquedas inteligentes, las llamadas heurísticas (*Heuristics*, H), que posteriormente fueron denominadas metaheurísticas (*Metaheuristics*, MH), siguiendo la definición provista por el autor que acuñó este término (Glover, 1986). Bajo estos nombres se han incluido diferentes técnicas y se aplican con frecuencia en problemas asociados con la gestión forestal (Bettinger et al., 2002; Pukkala y Kurttila, 2005; Sessions et al., 2007; Bettinger et al., 2009; Kangas et al., 2015) aunque no se garantiza el logro de una solución óptima global. Entre estas técnicas destacan el Templado Simulado (*Simulated Annealing*, SA), la Búsqueda Tabú (*Tabu Search*, TS) y los Algoritmos Genéticos (*Genetic Algorithms*, GA).

En concreto, uno de los más populares es el SA, que consiste en un algoritmo iterativo capaz de huir de los óptimos locales, principalmente aplicado a problemas de optimización discreta. Este algoritmo compara los valores de dos soluciones para cada iteración. En concreto, las soluciones mejoradas y una fracción de soluciones inferiores se aceptan como estrategia para evitar elegir inadecuados óptimos locales (Nikolaev y Jacobson, 2010). Sin embargo, por definición, esta mejora iterativa termina en un óptimo local, que es una solución con un coste al menos tan bueno como todos sus vecinos (Aarts et al., 2007). En general, esta técnica tiene numerosas aplicaciones para problemas típicos en la gestión forestal, como la programación del aprovechamiento (Lockwood y Moore, 1993; Bachmatiuk et al., 2015).

Otra técnica metaheurística ampliamente utilizada es la TS que consiste en un procedimiento de búsqueda local para explorar el espacio de la solución más allá de la optimización local, partiendo de una solución inicial aleatoria (Glover et al., 2007). Esta técnica incorpora una memoria adaptativa y exploración responsiva. La función de memoria adaptativa de TS permite la implementación de procedimientos capaces de buscar en el espacio de la solución utilizando eficientemente las listas tabúes. Estas listas memorizan movimientos recientes y controlan el proceso de búsqueda, prohibiendo la repetición de algunos de ellos. De la misma forma que otras metodologías MH, las técnicas de TS se pueden utilizar para generar metodologías híbridas con otros métodos MH y OR. Varias

aplicaciones de esta técnica se han utilizado en problemas de ámbito forestal, y en la literatura se pueden encontrar varios ejemplos (Richards y Gunn, 2003; Bettinger et al., 2007).

Por otro lado, los GA se basan en obtener un conjunto de posibles soluciones a un problema dado a partir de ciertas soluciones, utilizando para ello algoritmos inspirados en la variación genética y la selección natural (Golden y Wasil, 2002). Como en el caso de las técnicas definidas anteriormente, existen varios ejemplos de gestión forestal en los que se recurre a esta técnica (Falcão y Borges, 2001; Kangas et al., 2015). Finalmente, otro método MH es el conocido como HERO, desarrollado básicamente para problemas de planificación táctica (Pukkala y Kangas, 1993) y principalmente dirigido a la programación del aprovechamiento dentro del ámbito forestal. La metodología empleada en este caso consiste en buscar, y encontrar, la combinación de posibles regímenes de tratamiento a aplicar en cada unidad de gestión. Al aplicar HERO, la selección de la mejor alternativa se puede dividir en dos etapas: por un lado, la estimación de un modelo de utilidad y por otro, la maximización de este modelo (Kangas y Pukkala, 1998; Kangas et al., 2001b).

Por último, hay que tener en cuenta que en muchos problemas que consideran una componente espacial se ha recurrido al empleo de estas técnicas dado que los criterios o restricciones suelen presentar estructuras no lineales, permitiendo la resolución de modelos más complejos (Baskent y Keles, 2005). En concreto, en algunos trabajos como en Wikström y Eriksson (2000) se utilizaron diferentes heurísticas y, en uno de los dos subproblemas analizados, se introdujeron los objetivos asociados con la alternativa GTR comentada anteriormente. En esta línea, Pukkala (2006) aplicó un modelo basado en el algoritmo de Hooke and Jeeves (1961) al simular una gestión con GTR en una plantación de píceas (*Picea abies* L.) en Noruega. Además, en trabajos como en Heinonen y Pukkala (2004) se comparan los beneficios derivados del empleo de algunas de estas técnicas aquí comentadas. Como consecuencia de lo anterior, se han desarrollado numerosos trabajos orientados al desarrollo de algoritmos que permitan integrar y solventar estas cuestiones (Bettinger et al, 2002; Heinonen y Pukkala, 2004).

2.3. Aplicaciones Multicriterio

En cuanto a las técnicas MCDM, conviene empezar diciendo que estos métodos se utilizan cuando el Centro Decisor (*Decision Maker*, DM) se enfrenta a problemas en los que varios criterios muestran cierto grado de conflicto entre ellos. En esta línea, existen un gran número de trabajos de revisión en cuanto a la aplicación de estas técnicas para resolver diversos problemas de gestión forestal (Kangas y Kangas, 2005; Mendoza y Martins, 2006; Diaz-Balteiro y Romero, 2008; Uhde et al., 2015; Blagojević et al., 2019). Estos métodos MCDM se han clasificado inicialmente en dos grandes grupos en función de si el problema que se aborda es de tipo continuo o discreto.

Con relación a las técnicas aplicadas a problemas continuos, las soluciones deben ser Pareto-óptimas, también conocidas como soluciones eficientes, no inferiores o no dominadas (Yu, 1985). Una solución óptima en el sentido de Pareto es una solución viable para la cual solo se puede aumentar el valor de un objetivo si otro objetivo disminuye su valor. Partiendo de esta premisa, la primera técnica que conviene destacar es la Programación MultiObjetivo (*Multi-Objective Programming*, MOP). El MOP resuelve los problemas de optimización mediante la formulación de dos o más funciones objetivo (Cohon, 1978). A diferencia de LP (además del número de objetivos), con la aplicación de este enfoque MOP se consigue dividir el conjunto factible en dos subconjuntos: el subconjunto de soluciones paretianamente eficientes y el subconjunto de soluciones dominadas, o inferiores (Romero, 1996). En esta línea, MOP encuentra soluciones Pareto-óptimas (o no dominadas) entre un conjunto inicial de soluciones. Finalmente, en algunas ocasiones, los modelos MOP contienen variables enteras, dando lugar a la variante denominada Programación Entera MultiObjetivo (*Multi-Objective Integer Programming*, MOIP) (Snyder y Reville, 1998). Por último, destacan algunos trabajos que muestran aplicaciones de esta técnica en el ámbito forestal (Gómez et al., 2011; Hernández et al., 2014).

La siguiente metodología denominada Programación por Metas (*Goal Programming*, GP), se apoya en una lógica no optimizante sino en lo que Simon (1955) acuñó como “lógica satisfaciente” (Ignizio, 1976). En este caso concreto, se establece que el DM más que optimizar una o varias funciones objetivo intenta que una serie de objetivos se aproximen lo más posible a unos niveles de aspiración fijados de antemano (Romero, 2002). Dentro de un contexto de GP, se conecta cada atributo con un nivel de aspiración, definido como el nivel de

logro que el DM desea alcanzar para cada atributo respecto a su valor ideal (González-Pachón y Romero, 2004), mediante unas variables de desviación. La función de logro consiste entonces en minimizar las desviaciones no deseadas entre los valores obtenidos para cada objetivo y los niveles de aspiración establecidos para cada meta. Desde su primera aplicación en el ámbito forestal en Field (1973), se han desarrollado numerosos modelos de GP, siendo una de las técnicas más utilizadas en la planificación forestal debido a su flexibilidad y versatilidad (Díaz-Balteiro et al., 2013). Además, se han utilizado modelos binarios de programación por metas en cuestiones de gestión forestal relacionadas con la diversidad de hábitats (Bertomeu y Romero, 2001; Bertomeu y Romero, 2002).

Por otro lado, existen ciertas variantes de esta técnica (Ignizio, 1985; Jones y Tamiz, 2010) y en Romero (1991) se recogen sucesivas explicaciones para la correcta aplicación de la misma. Partiendo del propósito general de que la programación por metas consiste en minimizar las variables de desviación no deseadas, existen varios procedimientos para llevarlo a cabo según Romero (1996). Uno de los enfoques consiste en la ponderación de las metas, de forma que se engloba en una función objetivo agregada todas las variables de desviación no deseadas normalizadas y ponderadas mediante el empleo de un parámetro preferencial (*Weighted Goal Programming*, WGP). Por otro lado, la Programación por Metas Minimax o Chebychev (*Minimax Goal Programming*, MGP) busca la minimización de la máxima desviación de entre todas las desviaciones posibles. En una versión extendida de esta técnica (*Extended Goal Programming*, EGP), se introduce un parámetro de control que permite obtener diferentes conjuntos de soluciones e incluso representar la combinación de las dos variantes anteriores. En la última variante, denominada Programación por Metas Lexicográficas (*Lexicographic Goal Programming*, LGP), se introduce el concepto de prioridad o peso excluyente, lo cual implica que el logro de las metas situadas en una cierta prioridad es preferido al cumplimiento de cualquier otro conjunto de metas situadas en una prioridad más baja (Romero, 2002). Para ello, la función de logro está formada por un vector ordenado cuya dimensión coincide con el número de niveles de prioridad que se hayan establecido, como se observa en Aldea et al. (2014).

La Programación Compromiso (*Compromise Programming*, CP) define el punto ideal como un vector cuyos componentes representan los valores óptimos de los criterios considerados (Romero, 1996). El primer paso dentro del enfoque compromiso consiste en establecer lo que Zeleny (1974) llama el punto o la alternativa ideal. Sin embargo, el punto

ideal es obviamente inalcanzable, y solo se utiliza como punto de referencia; por tanto, la solución "más adecuada" o "mejor compromiso" se define como la solución eficiente más cercana al punto ideal (Romero y Rehman, 2003). Además, mediante el uso de diferentes medidas de distancia (métricas), se pueden establecer diferentes conjuntos compromiso, lo que permitirá seleccionar el conjunto de soluciones compromiso que resulten más adecuadas a cada problema (Yu, 1985; Zeleny, 1982). Algunas aplicaciones en el ámbito forestal pueden verse en (Teclé et al., 1998, Romero et al., 1998).

Por otro lado, en algunos casos las alternativas de decisión elegidas pueden influir en múltiples atributos. En concreto, en uno de ellos se pueden seleccionar las alternativas dependiendo de qué valores se asignan a cada atributo y su importancia relativa. Así, la Teoría de la Utilidad de Atributos Múltiples (*Multi-Attribute Utility Theory*, MAUT) cuantifica el atractivo relativo de estas alternativas que influyen en múltiples atributos (Sarin, 2013), y esta función de utilidad involucra las preferencias del DM. De esta forma, si se satisfacen varias condiciones, esta función de utilidad de atributos múltiples puede descomponerse en varias partes. De esta forma, las evaluaciones de las alternativas se realizan en términos de utilidad para cada criterio, y los resultados (puntuación de utilidad) son agregados (por ejemplo, con una suma o suma ponderada) (Ishizaka y Nemery, 2013). Para profundizar en esta técnica puede consultarse Keeney y Raiffa (1993).

Siguiendo con la descripción de los métodos MCDM utilizados cuando los problemas son de naturaleza discreta, debe tenerse en cuenta que uno de los más intuitivos y sencillos, es el Método Simple de Ponderación Aditiva (*Simple Additive Weighting*, SAW) (Lexer y Seidl, 2009). Este método consiste básicamente en seleccionar la alternativa que proporciona el mayor valor en la función objetivo. Este valor se obtiene mediante la suma de todos los valores de cada criterio y para el valor de una constante que refleja los pesos de cada uno de ellos. Además, en numerosas ocasiones este método se ha hibridado con MAUT (Kangas et al., 2015).

Sin embargo, el método multicriterio utilizado más frecuentemente, al menos en un entorno forestal (Díaz-Balteiro y Romero, 2008), y también en el ámbito de la sostenibilidad (Díaz-Balteiro et al., 2017b) ha sido el Proceso Analítico Jerárquico (*Analytic Hierarchical Process*, AHP). Este método se basa inicialmente en la descomposición de un problema de forma jerárquica (Saaty, 1982). En un paso posterior se comparan sus diferentes elementos

(criterios, alternativas) dos a dos, es decir, mediante un sistema de comparación por pares, obteniendo así pesos individuales mediante una escala que permite asignar un valor numérico a una opinión verbal, generando una clasificación de las alternativas inicialmente consideradas (Saaty, 1977). Posteriormente, este método fue ampliado bajo el nombre de *Analytic Network Process* (ANP) (Saaty y Vargas, 2013). Además, conviene mencionar varias referencias en la que existen diversas aplicaciones de esta técnica en un contexto forestal (Schmoldt et al., 2001; Wolfslehner et al., 2005), ya sea por sí misma o combinadas con otras metodologías multicriterio.

Otros métodos MCDM aplicados en problemas discretos son aquellos basados en la comparación de alternativas utilizando relaciones de *outranking*, denominados Métodos Outranking que se desarrollaron por primera vez en Francia a finales de años sesenta (Benayoun et al., 1966). Estas relaciones *outranking* consisten en construir una relación de preferencia entre un conjunto de alternativas, a través de una serie de comparaciones por pares entre las alternativas teniendo en cuenta las preferencias del centro decisor y la naturaleza del problema en cuestión (Bouyssou, 1992; Jaskiewicz y Slowinski, 1995). Según Bouyssou (2001) esta metodología reside en que una alternativa es al menos tan buena como otra alternativa cuando la mayoría de los atributos admite esta afirmación (condición de concordancia) y si la oposición de los otros atributos, la minoría, no es "demasiado fuerte" (condición de no discordancia). Este principio se basa en una analogía de "votación" y se puede utilizar sin tener que recurrir a un análisis de las compensaciones entre atributos (Bouyssou, 1986). Además, utiliza principalmente consideraciones ordinales y tiene un fuerte enfoque no compensatorio (Bouyssou y Vansnick 1986). Si bien es cierto que existen diferencias entre los posibles métodos aquí incluidos, de forma general, ELECTRE (*Elimination and Choice Expressing Reality*) es, quizás, el método más conocido y a la vez más aplicado (Bouyssou, 2001). El método ELECTRE, básicamente, consiste en un procedimiento para reducir el tamaño del conjunto de soluciones eficientes mediante una partición del mismo en un subconjunto de alternativas más favorables para el centro decisor y en otro subconjunto de alternativas menos favorables (Romero, 1996). Por otro lado, hay que tener en cuenta que existen numerosas variantes de este método, siendo ELECTRE I el primer método de outranking publicado (Roy, 1968). Desde entonces, siguiendo a Roy (1991) se han desarrollado extensiones como ELECTRE II, ELECTRE III y el ELECTRE IV. Además, dentro de este grupo de métodos outranking destaca también el método PROMETHEE (*Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluations*) propuesto por Brans

et al. (1986), que permite obtener una ordenación total o parcial de las alternativas no dominadas (Figueira et al., 2005; Ishizaka y Nemery, 2013). Además, algunos autores han utilizado ambas técnicas en problemas de gestión forestal (Kangas et al., 2001a).

Por último, como se comentaba anteriormente, dado el carácter multidimensional intrínseco al concepto de sostenibilidad, numerosos trabajos han intentado caracterizar este término acudiendo a técnicas multicriterio (Stojčić et al., 2019). De forma general, estas técnicas se han empleado ampliamente para resolver problemas de índole forestal (Martins y Borges, 2007; Diaz-Balteiro y Romero, 2008), para abordar aspectos relacionados con la sostenibilidad en la gestión forestal (Lozano-Oyola et al., 2012; Diaz-Balteiro et al., 2017b), e incluso para solventar problemas de agregación de indicadores de forma dinámica (Pérez et al., 2018). Además, conviene insistir en que estos métodos permiten lidiar con el problema emergente de cómo agregar dichos indicadores (Diaz-Balteiro et al., 2018). Por tanto, estas metodologías también son recomendables para integrar distintos servicios ecosistémicos en la toma de decisiones (Langner et al., 2017; Müller et al., 2019).

2.4. Otras técnicas

Debe quedar claro que, hasta ahora, se había asumido un entorno determinista cuando se presentaban los diferentes métodos comentados anteriormente, aunque algunas de las heurísticas como SA o GA pueden contener pasos no deterministas. Sin embargo, hay muchas aplicaciones en las que se considera el azar o la incertidumbre mediante el empleo de técnicas estocásticas. Un ejemplo de este tipo de sinergias consiste en la fusión de métodos MCDM y propiedades difusas para dar lugar a los métodos de Programación Difusa Multicriterio (*Fuzzy Multi-Criteria Programming*, FMCP) (Tzeng y Huang, 2014). Este tipo de modelos han sido empleados para introducir, tanto imprecisiones en la información disponible como situaciones de incertidumbre en el análisis. En esta línea, se destaca una revisión extensa en la que se incluyen aspectos relacionados con el riesgo y la incertidumbre en la gestión forestal y donde se han incorporado objetivos relacionados con la biodiversidad (Pasalodos-Tato et al., 2013). En concreto, en Ezquerro et al. (2016) en una sección llamada “No determinista”, se han reunido una serie de estudios que presentan un componente estocástico, modelos de simulación de Monte Carlo, y aquellos que utilizan FMCP.

Por otro lado, a veces estas técnicas OR se han utilizado para agregar preferencias individuales (por ejemplo, las preferencias de diversos stakeholders en un contexto de gestión forestal como en Diaz-Balteiro y Romero (1998). Estas agregaciones se pueden encuadrar dentro del conjunto de las técnicas de decisión en grupo (*Group Decision Making*, GDM), también conocidas como métodos de elección social o métodos participativos de toma de decisiones. En concreto, cabe destacar algunas revisiones del empleo de técnicas de GDM en la gestión forestal (Martins y Borges, 2007; Bruña García y Marey-Perez, 2014), así como dos ejemplos en los cuales se han combinado las técnicas GDM y MCDM en un problema de gestión forestal donde la biodiversidad constituye un objetivo (Diaz-Balteiro et al., 2009; Nordström et al., 2009). Sin embargo, el uso de estas técnicas GDM no lleva asociado de forma obligatoria el empleo de otras técnicas OR (LP, H, MCDM...), aunque existen muchos ejemplos en los que los métodos de MCDM y de GDM se han fusionado (Hwang y Lin, 1987; Lu et al., 2007; Diaz-Balteiro et al., 2009). Por otro lado, también se han incorporado estas herramientas en trabajos relacionados con la gestión forestal (Fürstenau et al., 2007; Grošelj y Zadnik Stirn, 2013; Segura et al., 2014).

Por último, es preciso insistir en que la idea de utilizar herramientas de optimización para integrar objetivos de conservación en la gestión forestal se ha aplicado desde hace algunas décadas, y, revisando la literatura al respecto (Ezquerro et al., 2016) se puede decir que es un problema abierto. Por otro lado, aunque la mayoría de los estudios utilizan enfoques mono-objetivo para gestionar estos problemas, cada vez con mayor frecuencia se están formulando los denominados modelos híbridos. En concreto, en una revisión sobre aplicaciones de técnicas MCDM en la gestión forestal (Uhde et al., 2015), se acuña el término "métodos híbridos" para definir una metodología que integra una técnica MCDM y otra de decisión en grupo. Este tipo de modelos se pueden definir como la agregación de dos o más técnicas (cuantitativas y/o cualitativas) de forma que las diferentes características de los métodos se pueden integrar en el mismo proceso de decisión. Sin embargo, cabe señalar que, en muchas ocasiones, existen métodos híbridos que combinan no solo varias metodologías MCDM sino también técnicas como las MH y MCDM (Deb, 2001). En particular, los métodos híbridos se muestran especialmente indicados para resolver problemas complejos, con diversos stakeholders, y con diversos objetivos y consecuencias a largo plazo. Además, se benefician de integrar las ventajas de los métodos considerados (Diaz-Balteiro et al., 2009; Kangas et al., 2008).

Como resumen de lo comentado en este epígrafe, se observa que no sólo existe una gran variedad de técnicas susceptibles de ser aplicadas según la naturaleza de cada problema en concreto, sino que, además, la proliferación de trabajos que combinan dos o más técnicas es creciente. Por tanto, la elección de la técnica a emplear de acuerdo con su idoneidad con cada tipo de problema resulta el punto de partida en la resolución de estos modelos de gestión forestal en los que se incorporan objetivos de conservación. En concreto, existen algunas revisiones sobre el uso de técnicas MCDM en la gestión forestal con su aplicación en problemas en los que la biodiversidad constituye un objetivo prioritario (Mendoza y Martins, 2006; Diaz-Balteiro y Romero, 2008; Schwenk et al., 2012). Sin embargo, no resulta habitual justificar qué método OR sería el más adecuado para abordar este tipo de problemas. En esta línea, la selección de la herramienta de análisis más adecuada para afrontar diferentes problemas presenta una cierta complejidad, como han confirmado muchos autores, tanto en materia de teorías de decisión multicriterio (Cinelli et al., 2014), como de técnicas metaheurísticas (Memmah et al., 2015). Por todo ello, y siguiendo a Kangas et al. (2015) se puede afirmar que no existe una técnica universalmente empleada o aplicable a problemas de cualquier naturaleza, incluyéndose en este propósito la conservación de la biodiversidad.

3. OBJETIVOS

El objetivo general perseguido con la elaboración de esta Tesis Doctoral consiste en diseñar distintos modelos de planificación forestal estratégica que permitan responder a un creciente reto en la gestión forestal: compatibilizar criterios asociados a la conservación de la biodiversidad con objetivos relacionados con la producción de madera. Para lograr este desafío, el primer paso consiste en comprender los esfuerzos que se han recogido en la literatura al respecto, mediante el empleo de una serie de herramientas analíticas que permitan compatibilizar la biodiversidad del monte con su aprovechamiento maderero. A continuación, se comprobará el grado de conflicto existente entre los criterios previamente seleccionados. Además, se caracterizarán distintos índices y selviculturas susceptibles de ser aplicados en el caso de estudio y que formarán parte de los modelos que se desea construir. Una vez definida toda esa información, se diseñarán los modelos multicriterio, cuya estructura incluye la participación de distintos stakeholders involucrados en el proceso de toma de decisiones. La finalidad de este proceso reside en orientar a los gestores en la consideración de otras selviculturas con su aplicación en distintas partes del monte en función de su naturaleza, buscando beneficiar la supervivencia de ciertas especies protegidas, a la vez que se alcanzan otros compromisos de conservación introducidos en la gestión forestal en este monte.

Foto 3. *Pinar de Valsain*. Marta Ezquerro (2017).

Por último, este objetivo general se puede descomponer en una serie de objetivos específicos que se enumeran a continuación:

Objetivo específico 1- Revisión de las técnicas de investigación operativa aplicadas en problemas similares

El primer objetivo específico consiste en recopilar y evaluar críticamente la literatura que aborda los problemas relacionados con la integración de la biodiversidad en la gestión forestal cuando se utilizan técnicas basadas en la OR, así como el análisis de la técnica empleada en cada caso. En concreto, se examinarán principalmente aspectos relacionados con la planificación forestal, como son las escalas temporal y espacial utilizadas, atributos asociados con la selvicultura empleada, así como la estructura de las unidades de gestión (rodales) y los índices de biodiversidad empleados. Por último, se intentará cuantificar cuáles han sido las herramientas más frecuentemente empleadas para acometer este desafío.

Objetivo específico 2- Construir distintos modelos de planificación forestal estratégica en el caso de estudio

Para abordar cualquier problema de gestión forestal es preciso, en primer lugar, comprender y actualizar las necesidades reales del caso de estudio respecto a los distintos objetivos planteados por la propiedad. En concreto, este análisis requiere del estudio minucioso de toda la información disponible, comenzando por los documentos de gestión vigentes. Una vez revisada esta información, se pretende plantear una serie de modelos de planificación estratégica capaces de integrar ambos objetivos de producción y conservación. Los modelos que se van a desarrollar en esta planificación a largo plazo se basarán en el conocido como Modelo I, en el que las variables de decisión o prescripciones se mantienen inalterables a lo largo del horizonte de planificación. Además, se incorporarán en el análisis las figuras de protección existentes en el caso de estudio, así como las restricciones derivadas de la presencia de especies vulnerables, como es el caso del buitre negro.

Objetivo específico 3- Evaluar el conflicto existente entre los objetivos planteados inicialmente

Para evaluar y, en caso afirmativo, medir el grado de conflicto existente entre los objetivos considerados se acude a la construcción de varias matrices de pagos que permiten

cuantificar el coste de oportunidad derivado de la introducción de medidas de conservación de la biodiversidad. Los resultados derivados de estas matrices justificarían el empleo posterior de técnicas multicriterio, herramientas básicas para abordar la integración de diversos objetivos en la gestión forestal.

Objetivo específico 4- Definición de diferentes alternativas selvícolas a introducir en los modelos de gestión forestal desarrollados

Los modelos de gestión forestal descritos en el caso de estudio consideraban tradicionalmente una única alternativa selvícola para proporcionar la producción de madera óptima sujeta a diferentes conjuntos de restricciones. Sin embargo, dada la problemática abordada en esta Tesis Doctoral, es necesario introducir en el análisis otras selviculturas más orientadas a la integración de objetivos relacionados con la conservación de la biodiversidad. Para ello, se definirán otras alternativas selvícolas susceptibles de ser aplicadas en los modelos de planificación estratégica definidos anteriormente. Algunas de estas alternativas selvícolas están basadas en conceptos como la retención de superficies arboladas (*Green-Tree Retention*, GTR) o en la formación de estructuras propias de masas irregulares (*multi-aged*).

Objetivo específico 5- Construcción de diversos índices agregados a introducir en los modelos de gestión forestal desarrollados

Teniendo en cuenta la necesidad de integrar en la gestión actual ciertos valores de conservación, se propone definir un conjunto de indicadores o índices sintéticos que permitan abordar tanto objetivos técnicos o directamente relacionados con la gestión, como otros que permitan cuantificar el hábitat preferido de las especies que se encuentran bajo cierto grado de amenaza en la zona de estudio. Así, en primer lugar, desde un punto de vista técnico, se construirá un indicador sintético que integre los objetivos habitualmente asociados a la idea de monte normal. En segundo lugar, uno de estos índices se referirá a la selvicultura óptima a aplicar en cada unidad de gestión según diferentes cuestiones que atienden a la naturaleza de la masa forestal. Por último, un tercer índice se asocia a una medición del grado de irregularidad de las distintas unidades de gestión, partiendo de la base que valores más reducidos de este índice reflejan un reparto más equilibrado entre clases de edad (estructura irregular). Se pretende, por lo tanto, analizar el valor obtenido para estos índices en cada unidad de gestión según los objetivos que sean optimizados en cada modelo.

Objetivo específico 6- Incorporar en el análisis las preferencias de distintos stakeholders

En esta línea, se puede afirmar que la incorporación de las preferencias de diversos stakeholders en la gestión forestal ha ido ganando importancia en los últimos años. El motivo de su importancia reside en conocer e introducir en el análisis las opiniones de los centros decisores en relación con otros objetivos que van más allá de la producción de madera. Por esta razón, se pretende interaccionar con diversos centros decisores para conocer sus preferencias en relación con los criterios, alternativas selvícolas e índices anteriormente planteados. Además, esta fase interactiva permitirá establecer ciertos elementos básicos de los modelos multicriterio a desarrollar, así como seleccionar la mejor estrategia a aplicar de entre las soluciones obtenidas.

Objetivo específico 7- Construcción de modelos multicriterio integrando diferentes objetivos de conservación y producción

Teniendo en cuenta el objetivo principal de esta Tesis Doctoral, y partiendo de las matrices de pagos y de los elementos señalados en objetivos anteriores, se pretende desarrollar sucesivos modelos multicriterio considerando simultáneamente criterios productivos, técnicos y ambientales. En concreto, como punto de partida se diseñará un primer modelo en el que se incorporan los criterios más habituales en la gestión del caso de estudio. A continuación, un segundo modelo en el que, además, se añade una herramienta selvícola orientada a la mejora del hábitat de especies amenazadas. Por último, se construirá un tercer modelo que integre una batería de posibles estrategias selvícolas junto con la caracterización de índices orientados a la conservación de la biodiversidad. Finalmente, para solventar el conflicto entre los valores de conservación y de producción esperado en estos modelos, se recurrirá a diferentes versiones de la técnica multicriterio elegida: Programación por Metas Ponderadas (WGP), Programación por Metas Extendidas (EGP) y Programación por Metas Lexicográficas (LGP), respectivamente.

Objetivo específico 8- Impacto derivado de la declaración del Parque Nacional

El objetivo final de este apartado consiste en evaluar el impacto de la declaración del Parque Nacional (PN) de la Sierra de Guadarrama en la gestión del aprovechamiento en el Pinar de Valsaín. La declaración del PN tuvo lugar en 2013, por lo que la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación que se encuentra vigente en la actualidad (2010-2020), no contempla esta figura de protección. Sin embargo, documentos posteriores a su declaración ya vaticinan que van a realizarse ciertas modificaciones en la superficie que ha quedado incluida en el PN, sobre todo en lo relativo al aprovechamiento forestal que se realiza en este monte emblemático. En concreto, en estas zonas se plantean alargamientos de turno y el empleo de tratamientos selvícolas menos intensivos respecto al sistema tradicional de cortas empleado en Valsaín. Por tanto, un objetivo de esta Tesis Doctoral consiste en analizar la repercusión de la declaración del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama bajo diferentes ópticas, considerando su impacto tanto en criterios productivos, como técnicos y ambientales conforme a los objetivos perseguidos con la declaración del PN. Además, hay que tener en cuenta que en la propia declaración del Parque Nacional se establece que en caso de que la actividad forestal y las cortas comerciales sean abandonadas, en la totalidad o parte de los territorios de los Montes de Valsaín, se propondrá la incorporación de estas áreas al Parque Nacional siguiendo el procedimiento de ampliación previsto en la normativa vigente.

4. MATERIAL

En este capítulo, en primer lugar, se describirá el proceso empleado para abordar la revisión bibliográfica descrita en el objetivo inicial de esta Tesis Doctoral. A continuación, se presenta el caso de estudio elegido, en el que se detallan algunos aspectos sobre su localización y descripción, la legislación aplicable, las sucesivas revisiones de ordenación realizadas, la gestión del aprovechamiento forestal y una serie de medidas aplicadas para la protección de una especie de interés como es el buitre negro. A continuación, se hace referencia a las tablas de producción que han sido utilizadas para el futuro diseño de modelos de planificación estratégica. Este capítulo finaliza describiendo las alternativas selvícolas consideradas en esos modelos, así como los flujos de caja asociados al cálculo de ciertos criterios.

Foto 4. *Pinar de Valsain*. Marta Ezquerro (2017).

4.1. Revisión de técnicas de OR

Para recopilar los artículos incluidos en esta revisión, primero se debe tener en cuenta que no se han considerado artículos presentes en revistas y libros o capítulos de libros que no se hayan incluido dentro del JCR (*Journal Citation Report*). Estos documentos se han seleccionado principalmente a través de un conjunto de búsquedas según criterios y la técnica OR utilizada según se indica en la **Tabla A 1** (ver Anexo **A1. Revisión de técnicas de OR.**). La finalidad de estas búsquedas reside en obtener una amplia visión en lo relativo a la complejidad asociada a la planificación forestal, tanto a nivel estratégico como táctico, y las diferentes técnicas empleadas para su resolución. Esta revisión considera los artículos publicados hasta el 15 de septiembre de 2015.

En una segunda fase, se realizó otra búsqueda incluyendo solo los nombres de las principales técnicas de OR (no incluidas en las primeras 10 búsquedas), que se encuentran reflejadas en la **Tabla A 2** (ver Anexo **A1. Revisión de técnicas de OR.**). Este conjunto de técnicas, descritas en la sección de Antecedentes, junto con la expresión "gestión forestal" dieron lugar a una segunda batería de artículos que se añadieron a la colección de artículos no incluidos anteriormente. Por último, el conjunto de búsquedas (reflejadas en la **Tabla A 1** y **Tabla A 2**) proporcionaba un total de 512 artículos y tras descartar algunos de ellos, finalmente se consideraron 179 artículos.

Como paso previo a realizar esta revisión, hay que tener en cuenta que la biodiversidad como concepto puede tener un alcance muy amplio y difícil de precisar (Boenigk, et al., 2015). Por lo tanto, fue necesario definir qué atributos se incluirían en los artículos considerados en este estudio. En principio, la revisión se limitó a documentos que consideraban objetivos de conservación relacionados principalmente con la vida silvestre y la vegetación natural, excluyendo aquellos artículos relacionados con actividades de caza o pesca. Además, no se han considerado estudios relacionados con los siguientes temas: biodiversidad relacionada con los cursos de agua, incendios forestales, quemas prescritas, tratamientos con pesticidas o fertilizantes y control de plagas.

Una vez que se seleccionaron los documentos, el siguiente paso fue definir un conjunto de campos presentes en todos los artículos analizados. En primer lugar, se analizaron las técnicas de OR utilizadas, las funciones objetivo y las principales restricciones consideradas.

De forma análoga, para cada planificación, se identificó la escala temporal (estratégica o a largo plazo, táctica o de medio plazo) y/o espacial (ecosistema, monte o rodal) utilizadas. Asimismo, se han considerado la naturaleza de la función objetivo (Valor Actual Neto, biodiversidad, volumen de madera y otros) y las restricciones introducidas (relacionadas con el aprovechamiento forestal o con la biodiversidad). Además, se ha registrado el número de diferentes especies animales presentes en el análisis, así como los índices de biodiversidad incluidos en estos artículos. Según la selvicultura empleada, se han considerado diversos aspectos relacionados con la tipología de los tratamientos (finales o intermedios), el uso de sistemas como GTR o la selección de reservas destinadas a protección. También se ha analizado la estructura de la edad de la masa (regular o irregular) en cada caso de estudio. Además, de acuerdo con esta creciente preocupación por la conservación de la biodiversidad, se ha computado la presencia de figuras de protección en los diversos casos de estudio. Finalmente, se ha detallado si los documentos incluidos en la base de datos generada eran principalmente casos de estudio, dirigidos a resolver problemas reales de planificación forestal o documentos con una orientación metodológica, pero que incluían un caso de estudio como ejemplo ilustrativo.

Además, conviene señalar que con posterioridad a la fecha límite considerada para la revisión, se han publicado un gran número de trabajos que integran la conservación de la biodiversidad en la gestión forestal mediante el empleo de técnicas heurísticas como SA (Pohjanmies et al., 2017; Blattert et al., 2018; Nölte et al., 2018), mediante aplicaciones multicriterio (Triviño et al., 2017; Hernández-Chaverri et al., 2017) o bajo la metodología AHP (Blattert et al., 2016; Timiş Gansac et al., 2018). Sin embargo, destaca la proliferación de trabajos que además incluyen entornos no deterministas en sus análisis (Hartikainen et al., 2016; Eyvindson et al., 2018a).

Por último, en otras revisiones recientes se comentan ciertas oportunidades y restricciones a considerar cuando se incluyen objetivos de conservación en la gestión forestal (Tona Amenu, 2017; Borchard et al., 2018), mientras que en otros trabajos se han analizado los efectos del aprovechamiento forestal sobre la biodiversidad (flora y fauna) mediante la comparación de áreas protegidas con montes gestionados de forma intensiva (Schulze et al., 2014). Por último, en Filyushkina et al. (2018) se emplea la técnica Delphi para gestionar el impacto del aprovechamiento forestal teniendo en cuenta ciertos compromisos con objetivos de biodiversidad.

4.2. Descripción del caso de estudio

A continuación se detalla la localización y descripción del caso de estudio, se comenta la legislación más relevante que condiciona la gestión del monte, se realiza una revisión acerca de su evolución desde el inicio de su ordenación, para comprender la gestión del aprovechamiento actual y por último, se comentan una serie de medidas orientadas a la protección del buitre negro (*Aegypius monachus* L.)

4.2.1. [Localización y descripción](#)

El monte “Pinar de Valsaín” está registrado como monte número 2 del Catálogo de Utilidad Pública, en el término municipal de San Ildefonso, La Granja (situado en la vertiente norte de la Cordillera Carpetana), tal y como se indica en la **Figura 1**. La gestión se rige por las medidas adoptadas en su Proyecto de Ordenación y sucesivas revisiones desde 1898 (Cabrera, 2010). Su titularidad pertenece al Organismo Autónomo de Parques Nacionales (OAPN) del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medioambiente, y su gestión depende del Centro de Montes y el Aserradero de Valsaín. El monte no dispone de enclavados reconocidos y consta de una superficie total y pública de 7.448,4 hectáreas, con una superficie forestal de 7.206,92 hectáreas. Además, el monte Pinar junto con el monte “Las Matas” están declarados como Coto Privado de Caza bajo la denominación de “Montes de Valsaín”, con número de matrícula SG-10.515. En la actualidad ambos montes se encuentran gestionados por el OAPN y en los próximos años se espera que se realice la revisión conjunta de estos montes (1 y 2 del C.U.P.) Sin embargo, en la presente Tesis Doctoral va a considerarse únicamente el Monte Pinar de Valsaín por su tradición forestal y debido a que estos montes no comparten ni especie principal ni método de beneficio.

Figura 1. Localización del Pinar de Valsaín. Fuente: Elaboración propia.

En el Pinar de Valsaín, situado en la provincia de Segovia, existen numerosas propuestas y figuras de protección como la declaración de LIC y de ZEPA (ver Anexo **A2.1 Resumen de las figuras de protección declaradas en el caso de estudio**). La superficie de este monte se encuentra incluida en la actualidad dentro de la ZEPA Sierra del Guadarrama, anteriormente denominada como Montes de Valsaín, una de las primeras declaradas en España (Donés, 2009). Dada la importancia y singularidad de su riqueza avícola con más de 100 especies nidificantes, está incluido en la Red Natura 2000 de los espacios protegidos de la Unión Europea en 1995, constituye el Área Crítica SG-3, a efectos del Plan de Recuperación del Águila Imperial Ibérica en Castilla y León y por todo ello es considerado como un espacio natural protegido en la legislación española.

Con la Ley 7/2013, de 25 de junio, de declaración del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama, una parte del Pinar ha quedado incluida en el interior del PN (Parque Nacional) (**Figura 2**). En su artículo 4 se establece que la superficie correspondiente al Pinar de Valsaín no incluida en el PN queda incluida en una Zona Periférica de Protección, la cual, constituirá un Área de Especial Protección donde será de aplicación el régimen jurídico del PN, excepto en lo relativo a la actividad forestal tradicional que deberá hacerse con los más estrictos criterios de conservación, según la legislación de montes estatal y autonómica. En dicha ley se pone de manifiesto que en caso de que el aprovechamiento comercial sea abandonado, en la totalidad o parte de los territorios de los Montes de Valsaín, se propondrá la incorporación de estas áreas al PN siguiendo el procedimiento de ampliación previsto en la normativa vigente.

Figura 2. Superficie del Pinar de Valsaín incluida dentro del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama. Fuente: Elaboración propia.

En cuanto a los mecanismos de certificación vigentes en el Pinar, Valsaín posee la certificación por FSC (*Forest Stewardship Council*) y PEFC (*Programme for the Endorsement of Forest Certification*), constituyendo ambas entidades no gubernamentales, independientes, sin ánimo de lucro y de ámbito mundial. Ambas certificaciones suponen una herramienta que promueve la gestión sostenible de los bosques para conseguir un equilibrio social, económico y medioambiental de los mismos, las cuales fueron obtenidas en 2005 y 2004 respectivamente (Donés, 2005).

Desde el punto de vista de la geología y la litología, destaca la línea de las Camorcas, Cerro Pelado y Matabueyes por el lado oeste, y desde el Puerto de Navacerrada hasta el Cerro de la Silla del Rey es una península de granito con ocasionales filones de pórfido, dioritas y cuarzo, rodeada por las cumbres de Montón de Trigo por el oeste y Peñalara por el este, de naturaleza gneística, con afloramientos graníticos eventuales (Gandullo, 1976).

Con respecto a la vegetación, las principales formaciones corresponden a pinares de pino albar (*Pinus sylvestris* L.) (González Molina, 2006), cuya distribución comprende desde los 1.200 metros hasta por encima de los 1.900 m, coincidente con la cota supraforestal de la zona (Pardos et al., 2017). El pino silvestre puede alcanzar alturas medias de más de 25 m, pudiendo sobrepasar los 35 m de altura, en función de su ubicación y calidad de estación asociada (Rojo y Montero, 1996; Montero et al., 2001). De esta forma, en situaciones de solana, la altura, volumen de copa y esbeltez son menores que en exposiciones de umbría, obteniendo fracciones de cabida cubierta menor (del 70% frente al 90% existente en umbría según Cabrera, 2010). En las cotas inferiores a los 1.400 m, se presenta frecuentemente un sotobosque de rebollo (*Quercus pyrenaica* Willd.). Además, se encuentran ejemplares o golpes de otras especies entre las que destaca la presencia de acebo (*Ilex aquifolium* L.) en masas de pino silvestre (Alegría Delgado, 1997), en las que la gestión se orienta a fomentar la representación de estas especies.

En lo relativo a las especies de fauna (Tornero, 2005), uno de los grandes valores de este espacio es su avifauna, con más de 100 especies nidificantes, entre las que destacan el buitre negro (*Aegypius monachus* L.), águila real (*Aquila chrysaetos* L.), águila culebrera (*Circaetus gallicus* G.), águila imperial (*Aquila adalberti* L.), alcotán (*Falco subbuteo* L.), los picos (*Dendrocopos major* L. y *Dendrocopos minor* L.), chova piquirroja (*Pyrrhocorax pyrrhocorax* L.), la cigüeña blanca (*Ciconia ciconia* L.) y el milano real (*Milvus milvus* L.). Además, cabe señalar que en este grupo existen 10 especies consideradas amenazadas y 18 catalogadas como vulnerables (Jiménez et al., 2006).

Entre los mamíferos destacan la nutria (*Lutra lutra* L.), corzo (*Capreolus capreolus* L.), jabalí (*Sus scrofa* L.) y diferentes especies de murciélagos. Además, son endémicos los pequeños roedores *Myotis blithi nathalinae* T., *Sorex araneus granarius* M., *Talpa caeca occidentalis* C. y *Pitymys lusitanicus depessus* G.

Atendiendo a los anfibios destaca la trucha (*Salmo trutta* L.), y entre los anfibios y reptiles, el lagarto verdinegro (*Lacerta schreiberi* B.), la lagartija serrana (*Lacerta monticola* B.), la víbora hocicuda (*Vipera latastei* B.), la salamandra (*Salamandra salamandra* L.) y la rana ibérica (*Rana ibérica* B.).

Por último, en este monte habitan alrededor de 54 especies de invertebrados consideradas como endemismos (Tornero, 2005). El número de especies de insectos es cercano a las 400 y destacan los Lepidópteros *Graellsia isabelae* G., *Parnassius apollo* L., *Heptidia sinapsis* y *Bolosia silene castellana*.

Durante la 6ª Revisión de la Ordenación del Pinar, se inventariaron con exhaustividad las especies existentes. De todas ellas, aunque para el caso de los quirópteros se realizó en su conjunto, se analizó su distribución, hábitat, población y principales amenazas (Cabrera, 2010).

4.2.2. Legislación que condiciona la gestión del monte Pinar de Valsaín

En este apartado se comenta la legislación disponible a nivel europeo, nacional y autonómico y que presenta cierta influencia a la hora de planificar el aprovechamiento en el caso de estudio. Sin embargo, y con el fin de no alargar en exceso este epígrafe, cabe mencionar que el contenido correspondiente al PORN y el PRUG del Parque Nacional de Sierra de Guadarrama, se encuentran en el Anexo A. **Información adicional (A2.2. PORN del Espacio Natural “Sierra de Guadarrama” y A2.3. Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama** respectivamente).

4.2.2.1. Nivel europeo

Entre los instrumentos a nivel europeo, el régimen especial para la protección de los espacios naturales se centra en la Red Ecológica Europea Natura 2000, compuesta por los Lugares de Importancia Comunitaria (LIC), las Zonas Especiales de Conservación (ZEC) y las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA), así como los espacios protegidos por instrumentos internacionales. En concreto, estos instrumentos se centran en la conservación de la biodiversidad silvestre, estableciendo la obligación de que las Comunidades Autónomas adopten las medidas necesarias para garantizar la conservación de la biodiversidad que vive en estado silvestre, atendiendo preferentemente a la preservación de sus hábitats y estableciendo regímenes específicos de protección para aquellas especies cuya situación así lo requiera (Cabrera, 2010).

4.2.2.2. Nivel Nacional

Con respecto a la nueva normativa nacional, la Ley de Montes 43/2003 de 28 de noviembre (BOE, 2003), se vio posteriormente modificada por la Ley 10/2006, de 28 de abril (BOE, 2006), centrada especialmente el régimen de los montes protectores y montes con otras figuras de especial protección. Este contenido tuvo especial relevancia ya en la 6ª Revisión del Pinar, ampliando las disposiciones que la anterior ley presentaba sobre ordenación de montes y gestión forestal sostenible. Posteriormente, esta ley ha sido modificada por la Ley 21/2015, de 20 de julio (BOE, 2015) que incide en la importancia de que los montes cuenten con su correspondiente instrumento de gestión, de tal forma que la Administración pueda comprobar que el aprovechamiento propuesto es conforme con las especificaciones de dicho instrumento. Además, se hace también hincapié en la importancia de la conservación de los montes y se establecen restricciones para mitigar el cambio del uso forestal de cualquier monte, independientemente de su titularidad o régimen jurídico.

Además, se ha promulgado, desde la 6ª Revisión del Proyecto de Ordenación, la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, de Patrimonio Natural y la Biodiversidad, que viene a derogar y sustituir a la Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres. Esta Ley 42/2007 establece el régimen jurídico básico de la conservación, uso sostenible, mejora y restauración del patrimonio natural y de la biodiversidad española y se recogen normas y recomendaciones internacionales, especialmente dirigidas al conjunto de espacios naturales protegidos de todo el mundo.

4.2.2.3. Nivel Autonómico

En esta línea, la Ley 8/1991, de 10 de mayo, de Espacios Naturales de la Comunidad de Castilla y León, en su artículo 18, establece el Plan de Espacios Naturales Protegidos de Castilla y León. De esta forma, la citada ley dio origen al Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) del Espacio Natural «Sierra de Guadarrama» (Segovia y Ávila), iniciado por Orden MAM/195/2003, de 24 de febrero. El PORN coincide territorialmente con la ZEPA “Sierra de Guadarrama” ES0000010 y la LIC, del mismo nombre, ES4160109, teniendo el PORN la consideración de plan de gestión de los territorios incluidos en los espacios protegidos Red Natura 2000 (a los que pertenecen ambos Espacios Naturales protegidos).

Por tanto, todo lo anterior tiene una especial trascendencia para la vigente 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación, por encontrarse el monte en un Espacio Natural protegido, al que habrá de someter su gestión, en función de las prescripciones que los planes de gestión de ZEC o ZEPA, en su caso, o el PORN del Espacio Natural “Sierra de Guadarrama” establezcan (ver Anexo **A2.2. PORN del Espacio Natural “Sierra de Guadarrama”** para más información). Además, será de aplicación la Ley 42/2007 de 13 de diciembre del Patrimonio Natural y de la biodiversidad (BOE, 2007). Por último, y al hilo de esto último, con la declaración del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama (BOE, 2013) será de aplicación la Ley 30/2014, de 3 de diciembre, de Parques Nacionales. (BOE, 2014). En este proceso, las Cortes Generales reconocieron que el espacio natural que lo integra cuenta con una riqueza ecológica y cultural tan sobresalientes que aconsejan que su conservación sea declarada de interés general y se eleve su régimen de protección al más alto nivel que permite nuestro ordenamiento jurídico, según lo establecido en el PRUG del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama (2018) (ver Anexo **A2.3. Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama** para más información).

4.2.3. Evolución del monte desde el inicio de su ordenación

En este apartado se comentará la evolución del monte “Pinar de Valsaín” desde el inicio de su ordenación, señalando los diferentes métodos de ordenación empleados hasta la fecha. Es necesario apuntar, en primer lugar, que desde el primer Proyecto de Ordenación (con fecha de aprobación el 15 de septiembre de 1898) se han realizado sucesivas revisiones, estando actualmente en vigencia la 7ª Revisión del Monte (**Tabla 1**). Hay que tener en cuenta que los inventarios realizados hasta 1981 se realizaron por conteo pie a pie, y que en el inventario del Proyecto de la 5ª Revisión (1981) y el inventario para la 6ª Revisión se realizaron mediante muestreo estadístico. En el caso del inventario de la 7ª Revisión de la Ordenación del Monte Pinar de Valsaín, se ha empleado tecnología LIDAR frente al inventario pie a pie realizado en revisiones anteriores, cuyos datos proporcionados constituyen la base del modelo de planificación estratégica desarrollado en la presente Tesis Doctoral.

Tabla 1. Proyecto de ordenación y revisiones del Pinar de Valsain.

Proyecto	Fecha de Aprobación	Vigencia	Método de Ordenación	Posibilidad total (m ³ /año)	Cortado en la ejecución
Ordenación	15/9/1889	1890/91-1899/1900	TP	29.448	192.140
Prórrogas	-	1900-1940	-	sd	549.144
1ª Revisión	08/08/1941	1941/42-1950/51	TP	19.013	167.656
2ª Revisión	16/09/1948	1948/49-1957/58	TP	21.870	240.751
3ª Revisión	17/03/1959	1958/59-1967/68	TP	23.956	120.121
4ª Revisión	20/05/1965	1965/66-1977-78	TP	46.634	513.735
Conteo	-	1978-1989	-	sd	189.544
5ª Revisión	24/04/1990	1990-1999	TM	27.000	277.138
6ª Revisión	04/12/2000	2000-2009	TM	28.708	276.710
7ª Revisión	20/01/2010	2010 - 2019	TM	29.902	...

TP: Tramos Permanentes, TM: Tramo Móvil, sd: sin determinar.

Fuente: 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación del Pinar de Valsain (Cabrera, 2010)

En cuanto a los métodos de ordenación empleados (Madrigal et al., 1998), desde el primer Proyecto de Ordenación, hasta su cuarta revisión (1970), el método empleado era el de tramos permanentes y la selvicultura aplicada consistía en un aclareo sucesivo y uniforme a nivel de tramo. A partir de la 5ª Revisión (1990) se propuso el cambio de tramos permanentes al método de tramo móvil debido, por un lado, a que las superficies a regenerar eran superiores a la cabida periódica y por otro, a que algunos cantones presentaban una estructura con cierta tendencia irregular dificultando que la masa pudiera regenerarse en un periodo (Cabrera et al., 1995). Para ello, se distribuyeron los cantones en tres grupos (tramo móvil, o tramo en regeneración, grupo de preparación y grupo de mejora), con un periodo de aplicación de 20 años. En cuanto a la selvicultura empleada, se mantiene el método de cortas por aclareo sucesivo a nivel de cantón.

Profundizando en aspectos relativos al método de ordenación elegido, es conveniente recordar que no cabe hablar, en los cuarteles de producción, de turno de transformación, sino de edad de madurez. Dado que algunos cantones pertenecientes al tramo móvil pueden permanecer más de un periodo en regeneración (Donés et al., 1997), esta circunstancia podría conducir a que las edades dentro de un cantón tengan una diferencia de un periodo, con lo que no se trataba tanto de transformar la masa, como de asegurar su persistencia (Donés et al., 1994; Rojo-Alboreca et al., 1994). La edad de madurez se fijó en 120 años, a partir de los datos y experiencias de anteriores Proyectos de Ordenación, en consonancia con la edad de

madurez propuesta para el pino silvestre en la Sierra de Guadarrama (Pardos et al., 2017). En los cuarteles de protección y recreo, las edades de corta vienen marcadas por un criterio de cortabilidad física, anticipándose en la medida de lo posible a la decrepitud de la masa.

Por otro lado, para los cuarteles de protección y recreo en la 5ª Revisión el método de ordenación propuesto era el de entresaca, pero con la matización de que dicha entresaca en el cuartel de protección consistía prácticamente en un aclareo muy prudente por bosquetes, que en la realidad se reduce a un huroneo con carácter de policía. En la 6ª Revisión, se mantiene el método de ordenación propuesto en la anterior revisión, pero las intervenciones se limitan a cortas de entresaca por huroneo con el objetivo de disminuir posibles daños por enfermedades o plagas.

Por tanto, para tratar de conocer la evolución del monte se han tomado las últimas tres Revisiones del Proyecto de Ordenación del monte, con el fin de realizar diversos análisis. Desde el año 1990, año en que se aprueba la 5ª Revisión del monte, ha habido una serie de cambios en cuanto a la división dasocrática, con la creación de nuevos cantones, algunos de ellos con consideraciones especiales respecto a la selvicultura a emplear, así como la introducción de una serie de nuevas medidas de protección.

Considerando estas variaciones a nivel dasocrático, se ha pasado de los 250 cantones existentes inicialmente en la 5ª Revisión a 284 en la 6ª Revisión, como desglose de algunos de los antiguos para definir un cuartel de Protección (P), formado por aquellos cantones que se encontraban en cotas superiores a los 1.800 m y un cuartel de Recreo (R) con aquellos cantones que estaban en las zonas de recreo de Los Asientos y de la Boca del Asno, en las riberas del río Eresma y por debajo de la carretera N-601. En la actualidad, el número de cantones existente es de 288, tal y como figura en la 7ª Revisión.

Respecto a la selvicultura empleada para el pino silvestre ya se proponía en la 5ª Revisión, como tratamientos principales, las cortas por aclareo sucesivo, por ser el sistema que mejor regenera este tipo de masas según Serrada (1991) en los cuarteles de producción; mientras que en los cuarteles de protección y recreo se establecían cortas por huroneo o de policía con carácter fitosanitario.

En la 6ª Revisión, para el aprovechamiento maderero se establecen cortas con carácter productivo en los 9 cuarteles de objetivo preferente productor, y cortas por huroneo con carácter de policía en los cuarteles de protección y recreo. Las cortas de producción se establecen en dos modalidades: cortas de regeneración, por aclareo sucesivo por bosquetes a nivel de cantón y cortas de mejora, que consideran tanto cortas intermedias (clareos y claras) en masas jóvenes y densas alejadas de la edad de madurez, con el objetivo de mejorar las condiciones intrínsecas de la masa, y conseguir una mejor calidad del producto final; como cortas de mejora sobre árboles aislados adultos (cortas de extracortables, de policía sobre secos, dañados, afectados por plagas u hongos, etc.) (Cabrera, 2010). Además, no se realizan cortas de regeneración sobre ninguna otra especie que no sea el pino silvestre, a excepción de labores selvícolas para fomentar la presencia de otras especies como el acebo, el rebollo, y el avellano o serbales.

En la actualidad, el Monte está dividido en tres secciones, la primera de ellas consta de 7 cuarteles y las otras dos están divididas en dos cuarteles cada una, con un número de cantones de 288, tal y como se muestra en la **Tabla 2**.

Tabla 2. División dasocrática del Monte Pinar de Valsaín en secciones, cuarteles, número de cantones existentes y la superficie en hectáreas ocupada por los mismos.

Sección	Cuarteles	Número de Cantones	Superficie (ha)
I	Vedado (A)	38	826,36
	Botillo (B)	29	832,5
	Vaquerizas Bajas (C)	21	609,7
	Vaquerizas Altas (D)	24	684,4
	Maravillas (E)	17	479,33
	Protección (P)	36	616,88
	Recreo (R)	8	65,91
II	Cerro Pelado (A)	25	919,53
	Siete Picos (B)	22	705,41
III	Aldeanueva (A)	37	717,97
	Revenga (B)	31	748,88

Fuente: Elaboración propia, a partir de los datos incluidos en la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación del Pinar de Valsaín (Cabrera, 2010)

En la 7ª Revisión se mantiene la zonificación establecida en la 5ª y 6ª Revisiones, esto es, se divide el monte en tres secciones y once cuarteles: La sección 1ª la constituyen los cuarteles Vedado (A), Botillo (B), Vaquerizas Bajas (C), Vaquerizas Altas (D), Maravillas

(E), Protección (P) y Recreo (R); la sección 2ª, los cuarteles Cerro Pelado (A) y Siete Picos (B); y la sección 3ª Aldeanueva (A) y Revenga (B). Además, y como novedad con respecto a la anterior Revisión, se declaran un conjunto de cantones especiales, dentro de los anteriores cuarteles, tal y como proponen las Instrucciones de Ordenación de Montes Arbolados de Castilla y León (BOCYL, 1999), como se verá más adelante.

Por último, dado que la validez de la 7ª Revisión expira en un año, en la actualidad se está redactando la 8ª Revisión, en la que, a diferencia de las anteriores revisiones, se plantea la revisión conjunta de los montes 1 y 2 de la C.U.P, correspondientes a Matas y Pinar de Valsaín en un solo documento (2020-2030).

4.2.4. Gestión del aprovechamiento

La superficie del Pinar de Valsaín se divide a efectos de su gestión y planificación del aprovechamiento en 11 cuarteles, tal y como se ha descrito en la **Tabla 2**. Como se comentaba anteriormente, en dos de estos cuarteles (Protección y Recreo) no se realiza extracción de madera y en ellos se pretende disponer de una superficie de pinar maduro seminaturalizado.

Sobre el Pinar se realizan aclareos sucesivos a nivel de cantón. Esta técnica consiste en ir abriendo pequeños huecos en la masa de arbolado maduro, logrando con la entrada de luz el arraigo del piñón y la implantación de una nueva generación de árboles. Sucesivamente se van abriendo estos huecos alrededor del regenerado surgido, logrando durante determinados plazos de tiempo, sustituir el árbol maduro con densidades cercanas a los 250 pies por hectárea, según lo propuesto en la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación (Cabrera, 2010). Posteriormente, estas densidades irán disminuyendo por mortandad natural o mediante clareos, claras y cortas de mejora.

Sin embargo, en determinadas zonas existen restricciones en cuanto a cómo deben ejecutarse las cortas finales atendiendo a la forma y a la época de su realización, por motivos paisajísticos, con el objeto de conservar los cauces y márgenes de arroyos y ríos o motivadas por la presencia de determinadas especies vulnerables. De esta forma, se han definido, por un lado, una banda de protección de anchura variable (según tipos de cauce o tipo de zona húmeda además de franjas de selvicultura atenuada) donde no se realizan cortas para la

protección de ríos y arroyos. Por otro lado, se establece una banda de protección de 100 metros de radio alrededor de los nidos de buitre negro y este radio asciende a 500 m cuando la época de aprovechamiento coincide con la época sensible de estas especies (Cabrera, 2010).

La posibilidad de regeneración adoptada en la 7ª Revisión para el pino silvestre es de 24.525 m³/año. Sin embargo, en la práctica este valor se verá notablemente reducido al considerar que cierta superficie ha quedado incluida dentro del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama. Además, hay que tener en cuenta que esta posibilidad fue propuesta en el año 2010 y que la declaración del Parque Nacional se produjo en 2013. Por tanto, como cifra tentativa a utilizar en los modelos que se describirán en apartados posteriores, y previa a la que se propondrá en la siguiente revisión del Proyecto de Ordenación (2020), se propone calcular este valor como la media de la posibilidad ejecutada en los últimos diez años, pero descontando las cortas efectuadas en los cantones que ahora pertenecen al PN. De esta forma, se ha obtenido una estimación de la posibilidad futura cifrada en 6.589 m³/año.

De forma análoga a los métodos de ordenación basados en tramos, la formación del tramo de regeneración (en este caso tramo móvil) constituye una de las decisiones claves en la ordenación (BOCYL, 1999), ya que de ella depende, en principio, la consecución de la renovación de la masa, así como la transformación del monte hacia el modelo teórico previsto. En el Pinar, para los cuarteles de producción (9), los cantones serán distribuidos en un grupo de próxima regeneración (tramo de regeneración), un grupo de preparación (tramo de preparación) y otro de mejora (tramo de mejora). El tramo de regeneración o tramo móvil estará formado por los cantones que vayan a estar en regeneración durante el próximo periodo de aplicación. El grupo de preparación lo integrarán aquellos cantones que vayan a entrar en regeneración presumiblemente al cabo de dos periodos de aplicación. Por último, el grupo de mejora lo formarán el resto de cantones, caracterizados generalmente por presentar masas jóvenes, en muchos casos recién salidas de los tramos ya regenerados y además, los cuarteles de Protección y Recreo que se incluyen en este tramo de forma permanente. De esta forma, en el cuartel de Protección solo se realizan cortas sanitarias, y en el de Recreo las cortas se restringen a la eliminación de pies muertos y cortas de mejora sobre una pequeña porción de la superficie del cuartel.

En la **Figura 3** se muestra la división dasocrática comentada anteriormente con la asignación de los 288 cantones a sus correspondientes tramos. Sobre los tramos de

regeneración (en azul) se centra el tipo de cortas por aclareo sucesivo. Sobre el tramo de mejora (en amarillo), se realizan cortas de árboles padre que se habían dejado para el aporte de semilla, clareos y claras. En el tramo de preparación (en blanco) se realizan cortas de árboles secos, enfermos y cortas preparatorias para obtener las densidades óptimas para lograr en el futuro, al cambiar de tramo, el inicio de la regeneración.

Figura 3. Asignación de los cantones a los diferentes tramos que forman el Método de Tramo Móvil.
Fuente: 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación del Pinar de Valsain. Cabrera (2010).

Como se observa en la figura anterior, existen 10 cantones resaltados en naranja (que no se corresponde con las tonalidades definidas para los tramos), denominados “cantones especiales”, en los que se aplica una selvicultura especial para cada uno de ellos con el fin de abordar situaciones que tienen que ver con una determinada mezcla de especies o con determinado grado de irregularidad de la masa. El motivo y el uso preferente asignado a estos cantones se detallan en la **Tabla A 3** (ver Anexo **A3. Gestión del aprovechamiento**). En dichos cantones se potencia la combinación de especies de rebollo o acebo con pino silvestre, mediante trabajos de resalveo sobre estas especies y sobre el pino se realizan cortas por huroneo para fomentar la presencia de estas especies acompañantes, con la finalidad de fomentar la creación de masas mixtas.

Por último, en cuanto a los documentos de gestión, como resulta preceptivo, se realiza una revisión periódica (cada diez años) del Proyecto de Ordenación que, entre otros aspectos, incluye un nuevo inventario y su comparación con el anterior. Además, en las denominadas *Memoria Anual de actividades* desarrolladas por el OAPN (Organismo Autónomo de Parques Nacionales) se realiza el seguimiento del volumen de corta ejecutado (frente al planificado en la revisión correspondiente) para lograr al final del periodo de aplicación los objetivos planteados y corregir cualquier desviación al respecto. Por último, se realiza una vigilancia constante para observar cualquier problema que pueda surgir para aplicar las correspondientes medidas correctoras, y además, se establece que en caso de catástrofe se procederá a la revisión completa de los documentos de gestión.

4.2.5. Medidas orientadas a la protección del buitre negro (*Aegypius monachus* L.)

En el Pinar de Valsain existen numerosas especies de interés y algunas de ellas se encuentran bajo cierto grado de amenaza (Cabrera, 2010), y atendiendo a las aves presentes en el Pinar, un ejemplo de ello son el águila imperial y el buitre negro (ver Anexo **A.4 Conservación del buitre negro (*Aegypius monachus* L.)**). Ambas especies se encuentran incluidas en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (CNEAM) (BOE, 2011), estando la primera de ellas dentro de la categoría de en peligro de extinción (EN), mientras que el buitre negro se sitúa en el segundo nivel de amenaza, dentro de la categoría de vulnerable (VU). Sin embargo, como el águila imperial se encuentra catalogada como en peligro, la información relativa a las poblaciones de esta especie se considera como sensible; por tanto, esta Tesis Doctoral considera tan sólo las poblaciones de buitre negro presentes en la zona de estudio.

El buitre negro no cuenta con un plan de conservación aprobado para el territorio de Castilla y León, por lo que no existe una norma específica que regule la gestión forestal aunque sí algunas propuestas (Muñoz-Adalia, 2012), al contrario que para el águila imperial, que posee un Plan de Recuperación propio (BOCYL, 2003). Sin embargo, para las distintas áreas de nidificación del buitre negro donde se produce aprovechamiento forestal (Guil et al., 2007), se establecen una serie de criterios dirigidos a la conservación de esta especie recogidos en Jiménez et al. (2006), y que son de aplicación en el Pinar de Valsain. Este manual fue desarrollado tras la promulgación de la Instrucción 02/DGMN/05 por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León.

De esta forma, para proteger las poblaciones de esta especie se han establecido unas limitaciones espaciales y temporales de la actividad forestal (Jiménez et al, 2006). En lo que se refiere a la regulación espacial, se han establecido 2 tipos de zona en la gestión del medio, que se denominan Áreas de Gestión Restringida (AGR) y Áreas de Gestión Condicionada (AGC). Por otro lado, las limitaciones temporales de la actividad forestal hacen referencia al ciclo biológico de esta especie definido mediante una gradación por periodos (A-D) de menor a mayor sensibilidad de la especie respectivamente (ver Anexo A.4.1 **Criterios de regulación temporal para la protección del buitre negro en Castilla y León, ¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). En la **Figura 4** se observan las AGR y AGC definidas para esta especie.

Figura 4. Limitaciones espaciales en la gestión para la protección del buitre negro. Fuente: Manual sobre criterios de gestión forestal compatibles con la conservación de las especies de aves y quirópteros asociados a hábitats forestales, Jiménez et al. (2006).

Tal y como se observaba en la **Figura 4**, las AGR serán aquellas que constituyen el entorno más inmediato de las estructuras de nidificación de la especie. La superficie será la equivalente a una circunferencia de 100 m de radio (3,14 ha) alrededor de los nidos que se encuentren ocupados cada año. En estas áreas quedará suspendida cualquier actuación durante los periodos de mayor sensibilidad de la especie. Las únicas cortas de arbolado que se practicarán serán las cortas de tipo sanitario (enfermedad o plaga) o por causas forzosas (como derribos, tronchamientos por temporales de viento o de nieve, incendios, etc.) y se deberán realizar durante los periodos de menor repercusión sobre el buitre negro. La

realización de otro tipo de actuaciones se restringirá siempre al periodo de menor incidencia sobre la especie (periodo A) y su ejecución dependerá del criterio técnico que se adopte en cada caso. A continuación, las AGC constituyen unas áreas de tampón que envuelven a las anteriores definidas por un radio de 300 metros alrededor de las plataformas de nidificación ocupadas o por una superficie diferente a la circular, pero nunca inferior de 25 ha que se delimite apoyándose en líneas naturales o artificiales fácilmente identificables sobre el terreno según criterios técnicos (Jiménez et al., 2006).

Sin embargo, hay que tener en cuenta que la distribución de las áreas de gestión restringida y condicionada puede ir variando de manera dinámica a lo largo del año, en función de la ocupación de los nidos. En este sentido, todos los años se realiza un seguimiento continuo de periodicidad semanal del estado de los nidos de buitre negro. Sin embargo, en Valsaín estas limitaciones en la actividad forestal se aplican con independencia de que el nido esté o no ocupado, valorando la posibilidad de que sea ocupado en un futuro cercano si se respetan las condiciones que permiten reducir las perturbaciones ocasionadas sobre estas especies.

En el Pinar de Valsaín existen 131 nidos de esta especie (**Figura 5**) distribuidos en 70 cantones de los 288 existentes proporcionando un número de nidos por cantón variable (0-10). Por tanto, en aquellos cantones donde nidifica esta especie se aplican las limitaciones espaciales y temporales anteriormente detalladas, pero el radio de protección correspondiente al Área de Gestión Condicionada se incrementa a 500 m (Cabrera, 2010), en lugar de los 300 m propuestos en Jiménez et al. (2006), dotando de una protección mayor a estas especies. Además, desde el punto de vista de la gestión, se respetan los árboles nido (con estructuras de nidificación) y posadero (árboles con copas aparasoladas y con grandes ramas que puedan funcionar como posaderos de estas rapaces), y además, se restauran nidos dañados e incluso se construyen nidos artificiales que sustituyen a otros que se habían caído. En referencia a esto último, y como hipótesis de partida en el desarrollo de los modelos planteados en esta Tesis Doctoral, se considera que el número de nidos se ha mantenido constante desde el estudio realizado en 2009, tal y como se indica en la **Figura 5**.

Figura 5. Localización de los nidos de buitre negro, delimitación de AGR y AGC y del área óptima para la especie. Fuente: 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación del Pinar de Valsain. Cabrera (2010).

En la anterior **Figura 5** se refleja la distribución de los nidos de buitre negro con sus AGR (en rojo) y AGC (en amarillo) según la distancia delimitada por Jiménez et al. (2006) de 300 m y en azul según la aplicada en el Pinar (500 m), realizada según la ocupación de nidos al inicio de la temporada de 2009 en los montes de Valsain (Cabrera, 2010). Además, en este mapa también se han delimitado las zonas óptimas para la especie (sombreadas en verde) mediante el cálculo de distancias a carreteras y pistas forestales, de la pendiente y el tipo de vegetación. De esta forma, el mapa muestra las áreas de ubicación potencial de los nidos de la especie en Valsain teniendo en cuenta sus requerimientos de hábitat (Donázar et al., 2011).

Por otro lado, la planificación de las cortas se realiza siempre con el supuesto más restrictivo para disminuir en lo posible las perturbaciones sobre estas especies (Donázar et al., 2002). De esta forma, se observa un ligero aumento de las poblaciones de estas especies en los últimos años (OAPN, 2017). Respecto a los parámetros empleados para evaluar este crecimiento, se utilizan los indicadores de “pareja reproductora” o “no reproductora” y “pollo volado”, como indicador del éxito reproductor. Si bien es cierto que cada pareja reproductora pone un huevo al año, y que cada una de ellas está asociada a varios nidos (1-3) (ver Anexo A.4 Conservación del buitre negro (*Aegypius monachus* L.)), se ha elegido el indicador de

“pollo volado” que hace referencia al número de pollos que salen adelante tras el proceso de cría (segunda quincena del periodo D) para mostrar esta tendencia. En la **Figura 6** se observa la evolución creciente del número pollos volados de buitre negro durante el periodo 2006-2017 (periodo en el que existen datos disponibles). Además, durante este intervalo se ha pasado de tener 55 a 75 parejas reproductoras y se ha obtenido una tasa media anual de alrededor de 37 pollos volados por año.

Figura 6. Evolución del número de parejas reproductoras y de pollos volados de buitre negro durante el periodo 2006-2017. Fuente: Memoria anual de actividades 2017 (OAPN).

Sin embargo, en el gráfico se observan algunos periodos de descenso. El descenso en el número de pollos de buitre negro en el año 2004 fue debido a la enfermedad de las “vacas locas” en Europa, por cuya causa se erradicaron los muladares que hasta ese año habían sido las principales fuentes de alimentación para la rapaz. La plaga de topillo en Castilla y León del año siguiente (2005), por el contrario, ayudó a recuperar los niveles poblacionales de manera rápida, una vez que los buitres se adaptaron a la nueva situación y empezaron a alimentarse de topillos. La mortandad más acusada de pollos en el año 2008 se debió a las adversas condiciones climatológicas durante la época de incubación y cría, así como durante el periodo 2012-2013. Por otro lado, a partir de 2013, con la declaración del PN y con la aplicación de una selvicultura menos intensiva y la creación de superficies de reserva como zonas de bosque maduro, se observa un ligero aumento del número de pollos, alcanzando su valor máximo en 2017 con 54 pollos volados y con 72 parejas que inician la cría en esa anualidad (OAPN, 2017).

Por tanto, una de las estrategias a aplicar para contribuir al aumento de las poblaciones de estas especies reside en mejorar la calidad de su hábitat. Respecto a los requerimientos de estas especies, varios autores señalan que estas especies prefieren para la nidificación árboles maduros, situados cerca de claros de bosque, en zonas de pendiente, en la parte media o alta de las montañas (Bernis, 1966; Fargallo et al., 1998) y alejados de molestias humanas (Morán-López et al., 2006). En el Anexo **A.4 Conservación del buitre negro (*Aegypius monachus* L.)**, se amplían estas informaciones.

Sin embargo, en cuanto al tamaño poblacional, no se ha abordado hasta la fecha un censo de forma coordinada entre las zonas con presencia de esta especie y menos aún con una metodología homogénea correspondiente a un mismo año (Del Moral y De la Puente, 2017). Por tanto, las cifras proporcionadas anualmente son origen de censos puntuales y aproximaciones en función de censos de otros años en distintas localidades. En el caso de Valsaín, se detectaron un total de 61 parejas en 2006 (De la Puente et al., 2007) y, como se ha comentado anteriormente, desde esa fecha hasta la actualidad se realiza un seguimiento constante de la evolución de estas especies (Donés et al., 2007; Cabrera, 2010).

4.3. Tablas de producción utilizadas

Para la correcta planificación del aprovechamiento maderable de estos montes resulta imprescindible conocer las pautas de crecimiento de sus masas a diferentes edades. Además, es necesario cuantificar la producción y clasificarla cualitativamente en función de su destino comercial, con el fin de poder realizar análisis económicos y selvícolas que sirvan para la elección de los tratamientos más adecuados en cada caso (Rojo y Álvarez, 2014). Bajo esta premisa de partida, surge la necesidad de conocer cómo evolucionarán ciertas variables de la masa forestal para poder integrar su comportamiento en el desarrollo de futuros modelos de planificación a largo plazo.

Una vez realizada la importancia de recurrir a tablas de producción (Prieto, 1995), es preciso señalar que se ha requerido realizar un paso previo, concretamente la estimación de los valores de entrada a las mismas (la edad). La obtención de este valor supone un punto de partida para el diseño de futuros modelos de planificación estratégica, ya que permitirá generar las prescripciones que constituyen el esqueleto de los modelos diseñados en la presente Tesis Doctoral.

Sin embargo, se presentaron varias dificultades a la hora de su cálculo para las diferentes unidades de gestión existentes en el Pinar, ya que hay que tener en cuenta que en Valsaín operan con clases naturales de edad (diseminado, repoblado, monte bravo, latizal bajo, latizal alto, fustal joven y fustal adulto). Por tanto, para asignar las edades, se ha tomado como punto de partida unos valores de referencia obtenidos de Díaz-Balteiro et al. (2017a), y a continuación, se perfilaron estos valores teniendo en cuenta las cortas especificadas en las Memorias Anuales y los grupos definidos, según la información disponible en la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación, para designar la pertenencia de cada cantón a los diferentes grupos que forman el Tramo Móvil.

Las tablas de producción utilizadas en esta Tesis Doctoral, desarrolladas para el pino silvestre en la Sierra de Guadarrama, se encuentran disponibles en Rojo y Montero (1996). El empleo de estas tablas queda justificado por su idoneidad respecto a la especie considerada, las calidades de estación disponibles que se corresponden con las existentes en el caso de estudio y los distintos regímenes de tratamientos intermedios propuestos. Estas tablas cuantifican variables como el crecimiento, el número de pies, área basimétrica y volumen en función de la calidad de estación existente (en este caso 17, 20, 23, 26 y 29) y en relación con su procedencia de diferentes tratamientos intermedios (claras de diferente intensidad). En este estudio, se emplean las tablas correspondientes a los regímenes moderado de claras (Tratamiento C) y fuerte de claras (Tratamiento E), para obtener los valores de volumen y crecimiento asociados en función de la edad de la masa en cada unidad de gestión (cantones) para cada una de las cinco calidades de estación establecidas. Las tablas de producción que han sido utilizadas para la obtención de variables como el crecimiento y los volúmenes asociados a la edad en función de la calidad de estación existente, y en régimen moderado de claras, se encuentran en el Anexo **B. Tablas de producción (Tabla B 1-Tabla B 5)**.

4.4. Alternativas selvícolas

La consideración de diferentes alternativas selvícolas ha ido evolucionando con la incorporación de nuevos objetivos orientados a servicios ecosistémicos que van más allá de la producción de madera (Augustynczyk et al., 2018a; Fahey et al., 2018; Sullivan y Sullivan, 2019). En esta Tesis Doctoral, también se observa esta evolución entre los tres modelos desarrollados: Modelo inicial, Modelo con sistemas de retención y Modelo de idoneidad selvícola.

En el primer modelo se realiza una primera aproximación en la que se considera únicamente la opción de cortar (en una sola actuación, por lo que se ha decidido no incorporarla junto al resto de alternativas como se verá más adelante) o no cortar una unidad de gestión en función del objetivo/s considerado/s en cada caso. Este primer modelo constituye por tanto un esquema de partida sobre el que desarrollar los siguientes modelos.

A continuación, el Modelo con sistemas de retención considera tres posibles alternativas selvícolas. La primera de ellas representa el sistema de cortas tradicionalmente empleado en el caso de estudio BAU (*Business As Usual*) que consiste en aclareo sucesivo mediante una secuencia de cortas en 4 tiempos de diferente intensidad (Serrada et al., 2008) (esta alternativa se presenta también en el Modelo de idoneidad selvícola denominada como BAU1). Como alternativa a ésta, se propone un tratamiento denominado VR (*Variable Retention*) que consiste en la retención de superficies de arbolado en pie con fines de conservación. En este caso, se permitía la retención total de la superficie de cada unidad de gestión; sin embargo, en el Modelo de idoneidad selvícola se define un cierto porcentaje de superficie a retener para las alternativas GTR1 y GTR2 como se verá más adelante. Finalmente, se ha introducido la posibilidad no intervenir la masa NOM (NO Management), también considerada en el siguiente modelo.

En el Modelo de idoneidad selvícola, se ha generado un conjunto de posibles alternativas teniendo en cuenta objetivos de producción, así como las diferentes figuras de protección existentes en el Pinar. De esta forma, se ha intentado definir un conjunto amplio y realista de posibles selviculturas a aplicar en función de las características de cada cantón, con el último fin de elegir la mejor selvicultura posible en cada uno de ellos en función de un conjunto de criterios, restricciones y opiniones de expertos. Llegados a este punto, conviene aclarar que como tratamientos intermedios solo se ha considerado la realización de claras y atendiendo a su carácter, se consideran dos tipos de claras (moderadas o fuertes).

La idea de proponer un amplio conjunto de alternativas reside en aplicar en cantón la selvicultura más adecuada, teniendo en cuenta que en el caso de estudio coexisten cantones muy diversos, como se ha explicado anteriormente. Así, es preciso diferenciar cantones con carácter productivo, otros con presencia de nidos (donde se respetan superficies sin cortar alrededor de los nidos), cantones que han quedado incluidos dentro del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama (donde se deja en pie una reserva importante de arbolado en pie),

cantones pertenecientes a los cuarteles de Protección y/o Recreo y otros caracterizados por presentar selviculturas especiales (orientados a la creación de masas mixtas irregulares).

En síntesis, se plantean siete tratamientos selvícolas que se muestran en la **Tabla 3**, los cuales son susceptibles de aplicarse en el Pinar de Valsaín. Ténganse en cuenta que en la actualidad se aplica un tratamiento para los cuarteles productivos (BAU1), un tratamiento de entresaca por bosquetes en cantones especiales (GS), una alternativa diseñada para ser aplicada en el Parque Nacional (asimilable a la alternativa PN que aquí se propone) y cortas por huroneo con carácter de policía en los cuarteles de Protección y Recreo. Por tanto, para el Modelo de idoneidad selvícola, los dos primeros tratamientos denominados mediante las siglas BAU (*Business As Usual*) consisten en la aplicación de un aclareo sucesivo en una secuencia de 4 cortas (diseminatoria, primera aclaratoria, segunda aclaratoria y final) cada diez años. La diferencia entre BAU1 y BAU2, reside en que el primero de ellos proviene de claras de moderadas y por lo bajo, mientras que el segundo de ellos lleva asociado la aplicación de claras fuertes y también por lo bajo. El tercer tratamiento denominado *Group Selection* (GS) consiste en la aplicación de una selvicultura orientada a obtener una masa mixta con cierta estructura irregular, con los beneficios ecológicos que ella conlleva (Nolet, 2018), a través de cortas de entresaca por bosquetes medianos de una hectárea (Serrada et al., 2008). Los tratamientos correspondientes a las siglas GTR (*Green-Tree Retention*) consisten en la aplicación de la secuencia cortas propuestas en BAU (tratamiento definido anteriormente) pero señalando inicialmente un porcentaje de retención del 15% (GTR1) o del 30% (GTR2) según algunos porcentajes propuestos en la literatura (Venier et al, 2015; Sullivan y Sullivan, 2018; Basile et al., 2019). A continuación, se ha definido un tratamiento para aplicar a priori en las zonas que han quedado incluidas dentro del Parque Nacional, que dan nombre a esta alternativa PN. Las particularidades de este tratamiento se encuentran en la literatura (Cabrera, 2014). A grandes rasgos, esta selvicultura consiste en un BAU moderado, pero sin efectuar la corta final. Por último, NOM (NO Management) considera la posibilidad de no intervenir la masa, es decir, respetar zonas sin cortar.

Tabla 3. Posibles alternativas selvícolas a aplicar en el Pinar de Valsain.

Alternativas		Programa de cortas			
	Claras	Año inicio cortas	Operación	Intensidad (%)	Retención
BAU1	Moderadas	120-130	Diseminatoria	50	
		130-140	Primera Aclaratoria	12	
		140-150	Segunda Aclaratoria	12	
		150-160	Final	24	2%
BAU2	Fuertes	120-130	Diseminatoria	50	
		130-140	Primera Aclaratoria	12	
		140-150	Segunda Aclaratoria	12	
		150-160	Final	24	2%
GS	Moderadas	120-130	Diseminatoria	60	
		130-160	Final	35	5%
			Retención 1	15	15%
GTR1	Moderadas	120-130	Diseminatoria	45	
		130-140	Primera Aclaratoria	10	
		140-150	Segunda Aclaratoria	10	
		150-160	Final	18	2%
			Retención 2	30	30%
GTR2	Fuertes	120-130	Diseminatoria	35	
		130-140	Primera Aclaratoria	10	
		140-150	Segunda Aclaratoria	10	
		150-160	Final	13	2%
		140-150	Diseminatoria	40	
PN	Moderadas	150-160	Primera Aclaratoria	10	
		160-170	Segunda Aclaratoria	10	
		170-180	Sin corta final		40%
NOM	Moderadas		Sin cortas		

BAU1 (*Business As Usual 1*): Régimen moderado de claras y Aclareo Sucesivo a nivel de cantón.

BAU2 (*Business As Usual 2*): Régimen fuerte de claras y Aclareo Sucesivo a nivel de cantón.

GS (*Group Selection*): Régimen moderado de claras y Entresaca por bosquetes.

GTR1 (*Green-Tree Retention 1*): Régimen moderado de claras, Retención 1 y BAU1.

GTR2 (*Green-Tree Retention 2*): Régimen fuerte de claras, Retención 2 y BAU2.

PN (Selvicultura a aplicar en el Parque Nacional).

NOM (*NO Management*): Sin intervención.

*Retención: Porcentaje de arbolado (en volumen) que permanece sin cortar tras cortas finales. En este tipo de arbolado se incluye la reserva de árboles padre.

Fuente: Elaboración propia.

Como se indica en la **Tabla 3**, se ha tomado 120 como el año de referencia en el que se puede iniciar las cortas (a excepción de la alternativa PN-Parque Nacional, donde se ha dilatado hasta los 140 años), valor que se ha tomado como edad de referencia para comenzar las alternativas selvícolas consideradas. Este valor coincide con la edad de madurez propuesta para el pino silvestre en la Sierra de Guadarrama (Pardos et al., 2017). Sin embargo, hay que tener en cuenta que los valores indicados en la tabla correspondientes a los periodos de referencia se pueden extender hasta los 180 años, de forma que los periodos de corta se irían dilatando (como ocurre para la alternativa PN que comenzaría en el periodo de 140-150 años) hasta llegar a este valor. De esta forma, el turno se plantea como un abanico temporal que oscila desde los 120 a los 180 años, cuyo límite superior proporciona la posibilidad de alargar el turno propuesto para el pino silvestre como medida de protección de la biodiversidad (Díaz et al., 2018). Por último, conviene resaltar el hecho de que a estas edades se puede incrementar notablemente el peligro de chamosidad en el monte según Cabrera (2014). Desgraciadamente, dado que no se ha encontrado ninguna forma de modelizar este riesgo, se ha decidido no incluirlo en el análisis.

4.5. Flujos de caja considerados en el análisis

El motivo de incluir este apartado reside en que para el desarrollo de los modelos de planificación estratégica es necesario conocer las variables y parámetros que intervienen en el cálculo de algunos criterios. Atendiendo en primer lugar al volumen de madera, cabe señalar que de forma análoga a otros trabajos (Ezquerro et al., 2019), no se han computado los volúmenes que provienen de la realización de claras u a otras cortas de mejora, sino que sólo se han tenido en cuenta los volúmenes asociados a las cortas finales. En segundo lugar, en el cálculo del Valor Actual Neto (*VAN*), indicador utilizado para la estimación de un objetivo de naturaleza económica, se ha elegido una tasa de descuento del 2%, siguiendo a Díaz Balteiro y Prieto Rodríguez (1999). En cuanto al precio de la madera procedente de cortas finales, éste se ha fijado en 28 €/m³, tomando como referencia los precios de subasta indicados por el gestor del monte en 2015, año que se ha considerado como punto de partida para el desarrollo de los modelos a desarrollar en esta Tesis Doctoral.

Para el cálculo de los costes de mantenimiento, y en base a la información disponible en el Plan Especial de la 7ª Revisión del monte Pinar de Valsaín, se han considerado los costes asociados al Plan de Conservación de Infraestructuras, incluyendo los cerramientos (5,48

€/ha), la conservación de pistas asfaltadas (5 €/ha) y la conservación de pistas de tierra (1,16 €/ha). Los valores considerados se han actualizado a 2015, obteniendo a partir de ellos un valor medio a considerar en este trabajo (**Tabla 4**). De esta forma, se han definido los costes de mantenimiento de los cantones, con independencia de que en ellos se efectúen cortas o no, como de 11,64 €/ha, de forma que los costes asociados a cada alternativa selvícola resultan de multiplicar el coste descrito por la superficie del cantón bajo el tratamiento en cuestión.

Tabla 4. Costes de mantenimiento considerados en el cálculo del Valor Actual Neto (*VAN*).

Concepto	Coste Anual (€)	Valor (€/ha)
Cerramientos	39.495	5,48
Conservación de pistas asfaltadas	36.046	5,00
Conservación de pistas de tierra	8.358	1,16
TOTAL		11,64

NOTA: Valores llevados al año 2015 en base a la tasa de variación del IPC (<http://www.ine.es/calcula/>).

Fuente: Elaboración propia. Valores obtenidos de la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación del Pinar de Valsaín (Cabrera, 2010).

Sin embargo, con la consideración de otras alternativas selvícolas, además del tratamiento tradicionalmente empleado en el Pinar (BAU1), se introducen los costes de explotación asociados a cada tratamiento específico en base a las tarifas proporcionadas por TRAGSA, empresa encargada de llevar a cabo el aprovechamiento forestal en Valsaín. De esta forma, en la **Tabla 5** se indican los costes de explotación considerados, teniendo en cuenta que el coste de explotación definido para BAU1 se ha obtenido como diferencia del precio neto de la madera comentado anteriormente.

Tabla 5. Coste de explotación asociado a cada tratamiento selvícola.

Alternativas	Costes de Explotación (€/ha)
BAU1	37,71
BAU2	37,71
GS	48,63
GTR1	39,89
GTR2	39,89
PN	33,9
NOM	0

Fuente: Elaboración propia.

Como se observa en la **Tabla 5**, el coste más elevado se asocia con la selvicultura GS, debido al coste que supone realizar entresacas (mediante cortas en dos tiempos) por bosquetes de una hectárea. Por otro lado, GTR1 y GTR2 llevan un coste añadido respecto a BAU1 o BAU2 debido al señalamiento del arbolado que permanecerá retenido tras la aplicación del programa de claras. Por último, PN tiene unos costes de explotación menores debido a que en esta alternativa no se realiza corta final (permaneciendo en pie un 40% de la masa, correspondiente al volumen que se aprovecharía en la corta final para este tratamiento).

5. MÉTODOS

Tras presentar el caso de estudio, en este apartado se procede a presentar la metodología sobre la que se han construido los diferentes modelos que integran la presente Tesis Doctoral. Las etapas del proceso (**Figura 7**) consisten, en primer lugar, en seleccionar los criterios a considerar, para a continuación, diseñar el modelo de planificación forestal estratégica, que se ha definido en base a la información disponible en la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación del Pinar de Valsain (Cabrera, 2010). Además, en este apartado se caracteriza el horizonte de planificación, el turno definido para la especie considerada y con ello se obtiene el número de prescripciones o variables de decisión para cada modelo, siguiendo la metodología conocida como Modelo I (Johnsson y Scheurmann, 1977).

Foto 5. *Pinar de Valsain*. Marta Ezquerro (2017).

A continuación, se generan una serie de matrices de pagos para evaluar el grado de conflicto existente entre los objetivos considerados y que servirá como punto de partida para generar el modelo multicriterio correspondiente. Llegados a este punto conviene señalar que, en todos los modelos propuestos, la técnica multicriterio seleccionada ha sido la programación por metas (GP), aunque con distintas variantes, como se describirá en los siguientes apartados. En la formulación de los modelos GP se plantea realizar diferentes interacciones con centros decisores, en las que se pregunta sobre aspectos básicos de estos modelos como pueden ser los pesos otorgados a los distintos criterios considerados en cada modelo. La última fase consistirá en resolver los distintos modelos planteados en esta Tesis Doctoral y analizar la solución obtenida en cada caso. Por último, para la resolución de estos modelos, se ha empleado el *software* LINGO, en su versión 13.0 (Lindo Systems, 2006).

Figura 7. Etapas del proceso metodológico. Fuente: Elaboración propia.

5.1. Criterios considerados en el análisis

En primer lugar, teniendo en cuenta que la metodología debe contemplar diversos aspectos relacionados con la gestión del Pinar de Valsaín, deben incluirse una serie de criterios en consonancia en este hecho, seleccionados en la tercera etapa del proceso metodológico indicado en la **Figura 7**. La batería de criterios propuestos se ha agrupado según la naturaleza de los mismos: Ambientales, Técnicos y Productivos. Si bien es cierto que existen numerosas clasificaciones a la hora de establecer grupos de criterios e indicadores (Mäkelä et al., 2012), el enfoque común a todos ellos reside en seleccionar los factores que influyen en la toma de decisiones para identificar el conjunto de indicadores que resulta significativo (Brang et al., 2002). En algunos trabajos como en Diaz-Balteiro et al. (2016), los

criterios se han agrupado en tres pilares, económico, ambiental y social; sin embargo en los modelos aquí presentados no se ha tenido en cuenta el componente social, pero sí el factor técnico, debido a su relevancia como se demostrará a lo largo de este documento. Por tanto, esta clasificación en los tres grupos propuestos queda justificada atendiendo a la idoneidad de los mismos, con independencia de la terminología empleada. A continuación, se indica la batería de criterios propuestos según los grupos definidos como: Ambiental, Técnico y Productivo.

Entre los criterios ambientales, se encuentran el balance de carbono (C), la superficie retenida a lo largo del horizonte de planificación (RA), así como la estructura de esta superficie retenida en el tiempo ($NDRA$) y el índice de Gini (G). En primer lugar, el balance de carbono es uno de los principales servicios ecosistémicos demandados en este monte (Díaz-Balteiro et al., 2017a). El valor de este criterio se obtiene mediante el balance anual entre el carbono acumulado por el crecimiento de la masa y, descontando las emisiones producidas por las cortas. Dicho balance se computó en unidades físicas (toneladas de carbono) siguiendo la hipótesis recogida en el Protocolo de Kyoto (IPCC, 2006). El segundo criterio ambiental integrado en este grupo sería la superficie retenida a lo largo del horizonte de planificación (en hectáreas), es decir, la superficie que permanece sin cortar a lo largo de los cien años que dura el horizonte de planificación, proporcionando zonas de bosque maduro. El tercer criterio hace referencia a cómo se estructura el criterio anterior, persiguiendo que el área retenida sea no decreciente para asegurar una superficie retenida creciente en cada período en que se divide el horizonte de planificación (en hectáreas), respecto al período anterior. Por último, el índice de Gini es una medida de la desigualdad ideada por el estadístico italiano Corrado Gini (1912). A pesar de emplearse comúnmente como una medida económica (normalmente se utiliza para medir la desigualdad en los ingresos dentro de un país o población), puede utilizarse de forma general para medir cualquier forma de distribución desigual, incluido en el ámbito forestal (Valbuena et al., 2016). De esta forma, se ha considerado el empleo de este índice para medir la estructura de la masa resultante al final del horizonte de planificación a nivel de cantón, como consecuencia de la aplicación de diferentes tratamientos selvícolas. La idea de incluir este índice reside en cuantificar la existencia de una tendencia irregular de la masa forestal como una medida de conservación (Guldin, 1996; O'Hara, 1998). Este índice proporciona valores en el intervalo $[0, 1]$, donde valores próximos a uno expresan la máxima desigualdad perfecta (donde todos los árboles

pertenecen a una sola clase de edad), proporcionando masas regulares, mientras que valores que tienden a cero originan masas próximas a la irregularidad perfecta.

El conjunto de criterios técnicos considera, por un lado, diferentes conceptos asociados con la idea de monte normal (Pereira et al., 2015) y por otro, la idoneidad de gestión según las características de los distintos cantones. Esta idea de monte normal se asocia a un modelo conceptual desarrollado por los forestales centroeuropeos, y, en síntesis, se puede definir, siguiendo a Leuschner (1984), como aquél donde se alcanzan volúmenes de corta iguales en cada periodo (H), se asegura la persistencia del bosque al final de horizonte de planificación (F) y la distribución por clases de edad ocupa la misma superficie (A). No obstante, en esta Tesis Doctoral se ha optado en algunos casos por considerar los tres criterios anteriormente descritos por separado, mientras que en otros se ha definido como un indicador agregado (El Gibari et al., 2019), convenientemente normalizado, de los tres criterios anteriores, siguiendo la metodología empleada en Aldea et al. (2014). A dicho criterio se le ha denominado monte normal (MN). Por último, se ha introducido un criterio denominado idoneidad selvícola (IS) que representa la cantidad de superficie (en hectáreas) en la que se aplica la selvicultura idónea en relación con el objetivo buscado en cada unidad de gestión. Esta idoneidad considera el uso preferente de la unidad de gestión (producción/protección), si existen figuras de protección en su interior (nidos de buitre negro, pertenencia al PN) o su naturaleza (masa pura o masa mixta). Por tanto, el cálculo de este criterio consiste en minimizar las desviaciones de la selvicultura utilizada frente a la que sería preferida en función de las características de la masa y según las preferencias reflejadas por un centro decisor (DM).

Por último, se comentan los posibles criterios productivos. El primer criterio considerado sería el volumen de madera (VOL) aprovechado a lo largo del horizonte de planificación, medido en metros cúbicos. En este caso, cabe señalar que, como se ha comentado anteriormente, no se han considerado los volúmenes que provienen de la realización de claras u a otras cortas de mejora, sino que sólo se han tenido en cuenta los volúmenes asociados a las cortas programadas en cada alternativa selvícola. El otro criterio productivo considerado sería el Valor Actual Neto (VAN) al final del horizonte de planificación (€). En el apartado anterior se ha explicado en detalle cómo se han calculado los precios, costes y la tasa de descuento empleada.

A continuación, en la **Tabla 6** se detallan cuáles de los criterios descritos según su carácter ambiental, técnico o productivo, han sido considerados en el Modelo inicial (1), el Modelo con sistemas de retención (2) y el Modelo de idoneidad selvícola (3).

Tabla 6. Criterios considerados en los tres modelos desarrollados.

Modelos	Ambientales					Técnicos				Productivos	
	<i>C</i>	<i>RA</i>	<i>NDRA</i>	<i>G</i>	<i>H</i>	<i>F</i>	<i>A</i>	<i>MN</i>	<i>IS</i>	<i>VOL</i>	<i>VAN</i>
1	x				x	x	x			x	x
2		x	x		x	x	x			x	x
3	x			x				x	x	x	x

C: Balance de carbono (tC), **RA:** superficie retenida total (considerando retención agregada y dispersa y las áreas de protección de nidos de buitre negro) (ha), **NDRA:** desviación de la superficie retenida no decreciente (ha), **G:** Índice de GINI, **H:** igualdad de flujos de volumen en cada periodo (m^3), **F:** inventario final (m^3), **A:** regulación de clases de edad (ha), **MN:** función conjunta de Monte Normal (considera H, F y A), **IS:** Idoneidad selvícola (ha), **VOL:** Volumen de madera (m^3), **VAN:** Valor Actual Neto (€).

Fuente: Elaboración propia.

Como se observa en la **Tabla 6**, en el Modelo inicial se han considerado seis criterios de entre la batería de criterios propuesta. De entre los criterios ambientales se ha seleccionado el criterio de balance de carbono (*C*), mientras que como criterios técnicos se han considerado los tres criterios asociados a la idea de monte normal, es decir, la igualdad de flujos de volumen en cada periodo (*H*), asegurar unas existencias mínimas de inventario final (*F*) y la regulación de clases de edad (*A*). Por último, respecto a los criterios productivos, se han elegido los dos criterios propuestos, el volumen de madera (*VOL*) y el *VAN*, siendo esta selección común a los tres modelos. Respecto al Modelo con sistemas de retención, se han considerado siete criterios. A diferencia de los otros dos modelos, como criterios ambientales se han seleccionado la superficie retenida a lo largo del horizonte de planificación (*RA*) y cómo esta superficie se estructura en el tiempo (*NDRA*). Respecto al componente técnico, se han considerado las tres variables habitualmente asociadas con la idea de monte normal, de forma análoga al modelo anterior. Por último, en el Modelo de idoneidad selvícola se han seleccionado seis criterios. Como criterios ambientales se han considerado el balance de carbono (*C*) y el índice de Gini (*G*), (introducido por primera vez en este tipo de modelos). Respecto a los criterios técnicos, se presentan notables diferencias respecto a modelos anteriores, ya que por un lado y a diferencia de los otros dos modelos anteriores, se ha empleado el criterio de *MN*, y se ha introducido el criterio de idoneidad selvícola (*IS*).

5.2. Planificación Estratégica

Siguiendo el proceso indicado en la **Figura 7**, tras seleccionar los criterios el siguiente paso consiste en diseñar la planificación forestal estratégica. La planificación estratégica se puede definir como un tipo de planificación a largo plazo donde se definen una serie de criterios, y donde se desarrollan las estrategias generales para alcanzarlos (McDill, 2014). Las decisiones tomadas en este nivel persiguen una serie de objetivos en un horizonte temporal dilatado, como patrones de estructura del monte futuro deseado mediante, por ejemplo, la distribución de clase de la edad, o asegurar su continuidad en el tiempo.

A continuación, para desarrollar el modelo de planificación estratégica, se ha generado una base de datos a partir de la información existente en la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación del Pinar de Valsaín. A nivel dasocrático, se han considerado como unidades de gestión los 288 cantones que se han definido en dicha Revisión. En cuanto a la duración de la planificación, como se ha comentado anteriormente, se ha fijado un horizonte de planificación de 100 años dividido en 10 períodos de 10 años. En relación con este valor, a veces sería preferible un horizonte de planificación que abarcara al menos toda la duración del turno (García-Gonzalo et al. 2013), pero al menos en Europa, muchos investigadores utilizan un horizonte de planificación de 100 años para lidiar con problemas relacionados con el ámbito forestal (Pukkala y Kurttila 2005; Briceño-Elizondo et al., 2008).

El siguiente paso consiste en diseñar un modelo de planificación estratégica basado en el Modelo I, según la terminología de Johnson y Scheurman (1977). El Modelo I obliga a definir en el momento inicial las variables de decisión o prescripciones, que deberán abarcar todos los posibles regímenes de gestión a considerar, teniendo en cuenta el turno definido y las alternativas selvícolas introducidas en el modelo, las cuales, permanecerán inalterables a lo largo del turno de transformación (Davis et al., 2001). Cada una de estas prescripciones engloba aspectos como la edad de corta o los distintos tratamientos selvícolas a realizar; es decir, que al elegir una prescripción determinada se está asumiendo una serie de decisiones (*inputs*) diferente de las demás (*outputs*) (Díaz Balteiro y Prieto Rodríguez, 1999).

En la **Tabla 7** se muestran los aspectos considerados en el diseño de los tres modelos desarrollados en esta Tesis Doctoral, donde se indica el turno empleado, las alternativas selvícolas y el número de prescripciones generadas en cada caso.

Tabla 7. Aspectos considerados en la planificación estratégica de los modelos desarrollados.

Modelo	Turno	Alternativas selvícolas	Número de prescripciones
Inicial	100-180	C, NOM	2.663
Con sistemas de retención	120-180	BAU, VR, NOM	3.568
Idoneidad selvícola	120-180	BAU1, BAU2, GS, GTR1, GTR2, PN, NOM	11.148

Fuente: Elaboración propia.

5.2.1. [Modelo de planificación forestal estratégica inicial](#)

En este Modelo inicial se establecen las primeras consideraciones para diseñar un modelo de planificación estratégica. En primer lugar, el turno se ha establecido como un abanico temporal que oscila entre los 100-180 años, integrando la edad de madurez de 120 años propuesta en la 7ª Revisión del monte, y utilizada en otros trabajos (Pardos et al., 2017). La finalidad de emplear este rango se justifica tanto para proporcionar una mayor variabilidad en el número de alternativas de gestión (considerando que el enfoque del presente estudio está orientado a la conservación de la biodiversidad), como por considerar que una única edad de corta generaría un modelo muy rígido (Díaz-Balteiro y Romero, 2004), en cuyo caso sería más complicado alcanzar soluciones factibles. Por otro lado, desde el punto de vista tecnológico, algunos estudios muestran que conforme se alarga el turno se producen mejoras en la calidad de la madera (aumento en la proporción de volumen destinado a chapa), lo que conlleva incrementos en el precio unitario de la madera aprovechada (Díaz Balteiro y Prieto, 1999). Por tanto, se ha establecido como límite superior 180 años, con el fin de buscar un compromiso entre los beneficios derivados de esta cifra y dotar de mayor flexibilidad al modelo. Además, este límite superior se ha establecido con el fin de proporcionar hábitats forestales maduros que son esenciales para la supervivencia de varias especies que se encuentran en peligro o bajo cierto grado de amenaza (Lindenmayer y Franklin, 2002; Filyushkina et al., 2018).

A continuación, se muestra un ejemplo de cómo se han generado las prescripciones para el cantón A98. En la **Tabla 8** se indica el cantón correspondiente, el turno (teniendo en cuenta que la edad de la masa es de 120 años al inicio de la planificación), la alternativa selvícola considerada (C, NOM), indicando el periodo en el que se realiza la corta de entre los 10 periodos en que se divide el horizonte de planificación, lo que genera el número de la prescripción correspondiente. Las cortas (x) se suponen en el punto medio de cada periodo

(1-10). Respecto a esto último conviene recordar que para este primer modelo sólo se han considerado dos alternativas selvícolas (C: Cortar, NOM: Sin intervención). Replicando esta metodología, es decir, considerando el turno definido y la edad de la masa existente en cada uno de los 288 cantones, se han generado 2.663 prescripciones o variables de decisión.

Tabla 8. Prescripciones generadas para el cantón A98 en el Modelo inicial.

Cantón	Turno	Alternativa	Prescripciones	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A98	125	C	X1	x									
	135	C	X2		x								
	145	C	X3			x							
	155	C	X4				x						
	165	C	X5					x					
	175	C	X6						x				
	185	C	X7							x			
		NOM	X8										

Fuente: Elaboración propia.

Una vez generadas todas las prescripciones, replicando la metodología mostrada en la tabla anterior para los 288 cantones, se han definido tres escenarios para la resolución de este modelo, considerando la inclusión de ciertas restricciones ambientales. En dichos escenarios se incluyen restricciones de tipo endógeno, es decir, aquellas que aseguran que la superficie de corta elegida por el modelo para cada cantón no supere la superficie total disponible de cada cantón en el caso de estudio.

Por otro lado, se han introducido otras restricciones, de tipo exógeno (es decir, que dependen de la voluntad del gestor) y que van a limitar la superficie disponible para el aprovechamiento en base a dos figuras de protección existentes en el caso de estudio: el Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama y la presencia de especies de buitre negro. Así, en la **Figura 8** se muestran gráficamente los tres escenarios generados, en función de si se consideran las figuras anteriormente comentadas, donde el Escenario 1 estaría orientado a la producción de madera, el Escenario 2 integraría la declaración del PN y el Escenario 3 representaría la opción más conservacionista.

Figura 8. Escenarios generados para el Modelo inicial en función de las restricciones consideradas.
Fuente: Elaboración propia.

Como se observa en la figura anterior, el primer escenario hace referencia al objetivo tradicional asociado al aprovechamiento de madera, en el cual, no se han considerado restricciones ambientales; es decir, sólo se han considerado las restricciones de monte normal y las endógenas.

En el segundo escenario, se considera la inclusión de cierto número de cantones (122) en el PN, de forma que en ellos se prohíben las cortas comerciales, descontando esta superficie en el modelo de planificación estratégica considerado. De la comparación entre ambos escenarios puede cuantificarse las consecuencias económicas de adoptar ciertas medidas como renunciar a cierto volumen de corta en el aprovechamiento forestal.

Por último, en el tercer escenario propuesto, se considera la pertenencia de los citados cantones al PN, así como unas limitaciones originadas por la presencia de nidos de buitre negro en la zona de estudio. En total, existen 131 nidos de esta especie distribuidos en 70 cantones, y en torno a ellos se establece una superficie de gestión restringida (AGR) definida por un radio de 100 m con centro en la base del nido, en base a lo dispuesto en Jiménez et al. (2006). De esta forma, este radio de protección se traduce en la no intervención en 3,14 ha por cada nido existente, superficie que se procede a descontar de la superficie disponible para el aprovechamiento maderero en cada cantón para el Escenario 3 (cuya suma supone 411,13 ha sin intervención para proteger a estas especies). En síntesis, y como resumen de lo anterior, en la **Tabla 9** se muestran las restricciones ambientales propuestas para cada escenario.

Tabla 9. Diseño de los tres escenarios considerados en el Modelo inicial.

Escenarios	Restricciones Ambientales	Superficie aprovechamiento
Aprovechamiento forestal (1)	Sin restricciones ambientales	7.207 ha
Parque Nacional (2)	Superficie incluida en el PN	4.546 ha
Parque Nacional y Nidos (3)	Superficie incluida en el PN y AGR	4.135 ha

PN: Parque Nacional, AGR: Área de Gestión Restringida debido a la presencia de nidos

Fuente: Elaboración propia.

5.2.2. Modelo de planificación forestal estratégica con sistemas de retención

En este segundo modelo, y como novedad respecto al modelo anterior, se ha introducido una alternativa selvícola comentada anteriormente, denominada retención variable (VR) y se ha considerado el sistema de cortas tradicionalmente empleado en el Pinar (BAU1), frente a la alternativa de cortar o no cortar planteada en el modelo anterior. Además, el límite inferior del turno se ha dilatado en este modelo respecto al modelo anterior (120 años), cuyo valor coincide con el turno definido para el pino silvestre en la Sierra de Guadarrama (Pardos et al., 2017). El límite superior se mantiene respecto al modelo anterior (180 años).

A continuación, se muestra un ejemplo de cómo se han generado las prescripciones para el cantón A98, de la misma forma que en el modelo anterior. Así, en la **Tabla 10** se indica el cantón correspondiente, el turno, considerando una edad inicial de 120 años, la alternativa selvícola considerada (BAU, VR), dónde se efectúa la corta dentro de los 10 periodos en que se divide el horizonte de planificación y el número de prescripción. Como se comentaba para el modelo anterior, las cortas, en este caso definidas en cuatro tiempos (x1-x4) se suponen en el punto medio de cada periodo (1-10). Teniendo en cuenta el intervalo definido para el turno, la forma de determinar las prescripciones, y replicando esta metodología para los 288 cantones que forman el Pinar, se han generado 3.568 prescripciones.

Tabla 10. Prescripciones generadas para el cantón A98 en el Modelo con sistemas de retención.

Cantón	Turno	Alternativa	Prescripciones	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A98	125	BAU	X1	x1	x2	x3	x4						
	-	VR	X2	-									
	135	BAU	X3		x1	x2	x3	x4					
	-	VR	X4		-								
	145	BAU	X5			x1	x2	x3	x4				
	-	VR	X6			-							
	155	BAU	X7				x1	x2	x3	x4			
	-	VR	X8				-						
	165	BAU	X9					x1	x2	x3	x4		
	-	VR	X10					-					
	175	BAU	X11						x1	x2	x3	x4	
	-	VR	X12						-				
	185	BAU	X13							x1	x2	x3	x4
	-	VR	X14							-			

Fuente: Elaboración propia.

Como se observa en la tabla anterior, el número de prescripciones ha aumentado respecto al modelo anterior, ya que a pesar de haberse reducido el intervalo correspondiente al turno (de 100-180 a 120-180), se ha introducido una nueva selvicultura (VR). Además de las restricciones endógenas consideradas en el modelo anterior, adicionalmente se han introducido dos restricciones exógenas. En primer lugar, se ha propuesto una superficie mínima de 5 ha para garantizar que no se aplica el sistema de cortas por aclareo sucesivo (formado por cuatro cortas parciales) en superficies inferiores a este valor. En segundo lugar, siguiendo las indicaciones del gestor del monte, se propuso que la superficie retenida total no podría exceder el 50% del área correspondiente al caso de estudio.

5.2.3. Modelo de Planificación forestal estratégica de idoneidad selvícola

Partiendo del mismo esquema de planificación forestal estratégica a 100 años, se han introducido ciertas modificaciones respecto a los modelos anteriormente comentados. En concreto, se ha introducido un conjunto de alternativas selvícolas que muestra una clara evolución entre modelos tanto en detalle como en número de posibles tratamientos. De esta forma, se ha pasado de considerar la opción de cortar o no cortar (Modelo inicial), a introducir una nueva selvicultura y los matices correspondientes al aclareo sucesivo que se aplica en el Pinar (Modelo con sistemas de retención), a proponer 7 posibles alternativas selvícolas, cuyas particularidades se indicaban en la **Tabla 3**. La finalidad de incluir esta batería de posibles tratamientos reside en tratar de caracterizar la idoneidad selvícola (*IS*), criterio que ha sido definido en el apartado anterior. Además, y como parte del cálculo de este criterio, en este modelo se han incluido las preferencias de un experto para seleccionar la mejor alternativa selvícola en cada cantón.

Como en los modelos anteriores, conviene aclarar que como tratamientos intermedios solo se ha considerado la realización de claras, pero no se ha incluido su modelización, simplemente atendiendo a su carácter (moderadas o fuertes) se estiman los valores de volumen y crecimiento de las tablas de producción de Rojo y Montero (1996) para el pino silvestre en la Sierra de Guadarrama.

Además, como en el Modelo con sistemas de retención, se ha tomado 120 años como el año de referencia en el que se puede iniciar cada uno de los tratamientos propuestos, tal como se indicaba en la **Tabla 3** (a excepción de la alternativa PN-Parque Nacional, que su edad de madurez se ha dilatado hasta los 140 años), siguiendo las recomendaciones del ingeniero encargado de realizar las revisiones de este monte (Cabrera, 2014). Sin embargo, conviene recordar que este valor se podría extender hasta los 180 años, coincidiendo con este límite superior propuesto, justificado fundamentalmente como medida de conservación de la biodiversidad. De esta forma, y coincidiendo con el intervalo propuesto en el modelo anterior, el turno se plantea como un abanico temporal que oscila desde los 120 a los 180 años.

Por último, además de las restricciones endógenas consideradas en los modelos anteriores, se han introducido también dos restricciones exógenas. Por un lado, se ha establecido una superficie mínima necesaria para la aplicación de 5 de los 7 tratamientos propuestos. En concreto, para los dos tipos de aclareo sucesivo (BAU1 y BAU2) se ha mantenido la superficie mínima de 5 ha propuesta en el modelo anterior, y se han fijado para la entresaca por bosquetes (GS) valores de 1 ha y para GTR1 y GTR2 de 10 ha. Por otro lado, se ha obligado al cumplimiento de una posibilidad mínima comercial (descontando las cortas efectuadas mediante la alternativa PN en el Parque Nacional) de 65.890 m³ por periodo.

A continuación, de forma análoga a los modelos anteriores, se muestra un ejemplo de cómo se han generado las prescripciones para el cantón A98. En la **Tabla 11** se indica el cantón correspondiente, con una edad de 120 años al inicio de la planificación, el turno, la alternativa selvícola considerada (BAU1, BAU2, GS, GTR1, GTR2, PN, NOM), dónde se efectúan las cortas (considerando el número de cortas propuesto en cada tratamiento: 2, 3 ó 4), teniendo en cuenta que se realizan en el punto medio de cada periodo, para cada uno de los 10 periodos en que se divide el horizonte de planificación y el número prescripción correspondiente. Replicando esta metodología, es decir, considerando el turno definido y la edad de la masa inicial correspondiente a cada uno de los 288 cantones, se han generado un total de 11.148 prescripciones o variables de decisión.

Tabla 11. Prescripciones generadas para el cantón A98 en el Modelo de idoneidad selvícola.

Cantón	Turno	Alternativa	Prescripciones	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A98	125	BAU1	X1	x1	x2	x3	x4						
	135	BAU1	X2		x1	x2	x3	x4					
	145	BAU1	X3			x1	x2	x3	x4				
	155	BAU1	X4				x1	x2	x3	x4			
	165	BAU1	X5					x1	x2	x3	x4		
	175	BAU1	X6						x1	x2	x3	x4	
	185	BAU1	X7							x1	x2	x3	x4
	125	BAU2	X8	x1	x2	x3	x4						
	135	BAU2	X9		x1	x2	x3	x4					
	145	BAU2	X10			x1	x2	x3	x4				
	155	BAU2	X11				x1	x2	x3	x4			
	165	BAU2	X12					x1	x2	x3	x4		
	175	BAU2	X13						x1	x2	x3	x4	
	185	BAU2	X14							x1	x2	x3	x4
	125	GS	X15	x1	x2								
	135	GS	X16		x1	x2							
	145	GS	X17			x1	x2						
	155	GS	X18				x1	x2					
	165	GS	X19					x1	x2				
	175	GS	X20						x1	x2			
	185	GS	X21							x1	x2		
	125	GTR1	X22	x1	x2	x3	x4						
	135	GTR1	X23		x1	x2	x3	x4					
	145	GTR1	X24			x1	x2	x3	x4				
	155	GTR1	X25				x1	x2	x3	x4			
	165	GTR1	X26					x1	x2	x3	x4		
	175	GTR1	X27						x1	x2	x3	x4	
	185	GTR1	X28							x1	x2	x3	x4
	125	GTR2	X29	x1	x2	x3	x4						
	135	GTR2	X30		x1	x2	x3	x4					
	145	GTR2	X31			x1	x2	x3	x4				
	155	GTR2	X32				x1	x2	x3	x4			
	165	GTR2	X33					x1	x2	x3	x4		
	175	GTR2	X34						x1	x2	x3	x4	
	185	GTR2	X35							x1	x2	x3	x4
	145	PN	X36			x1	x2	x3					
	155	PN	X37				x1	x2	x3				
	165	PN	X38					x1	x2	x3			
	175	PN	X39						x1	x2	x3		
	185	PN	X40							x1	x2	x3	
	0	NOM	X41										

Fuente: Elaboración propia

5.3. Matrices de pagos

Una vez generadas las prescripciones, se optimiza cada criterio por separado, sujeto a las restricciones citadas anteriormente para cada modelo, y se construyen las matrices de pagos correspondientes. Además de que este tipo de matrices proporcionan información relevante sobre los criterios considerados, este es un paso habitual en la aplicación de técnicas multicriterio en problemas de planificación forestal (Hernández et al., 2014; Xavier et al., 2015). Para construir la matriz se presentan los criterios optimizados por columnas con los correspondientes valores del resto de los criterios obtenidos en filas. De esta forma, la diagonal principal de esta matriz muestra los valores ideales asociados a cada criterio (que serán mostrados en negrita) y, los anti-ideales o menos deseados aparecerán subrayados. En relación con los valores obtenidos por los criterios, siguiendo la nomenclatura propuesta en Romero (1996), hay que tener en cuenta que algunos de los criterios serán del tipo “cuanto más mejor” y entonces sus valores ideales se corresponderán con el valor máximo alcanzado por cada criterio; mientras que existirán otros del tipo “cuanto menos mejor”, en los que su valor ideal sería 0 y entonces aparecería representado en negrita.

Por último, la creación de este tipo de matrices permite evaluar el grado de conflicto entre los criterios considerados en cada modelo. Además, como se ha comentado anteriormente, permiten conocer los valores ideales y anti-ideales alcanzados por los criterios, lo que supone un punto de partida clave en el desarrollo de los posteriores modelos multicriterio.

5.4. Modelos multicriterio

A continuación, se procede a presentar la técnica multicriterio empleada en esta Tesis Doctoral, basada en diferentes variantes de la programación por metas. A la hora de describir esta técnica, conviene empezar diciendo, de forma muy resumida, que los distintos criterios utilizados en el análisis se plantean como metas a alcanzar, utilizando para ello unos niveles de aspiración fijados de antemano (Romero, 2002). De forma general, la estructura definida para cada una de las metas se muestra en la Eq. [1]

$$f_q(x) + n_q - p_q = t_q^*, q \in \{1, \dots, Q\} \quad [1]$$

Donde $f_q(x)$ representa la expresión matemática del criterio q , siendo Q el número de criterios, t_q^* el nivel de aspiración asociado a dicho atributo, n_q y p_q las variables de desviación negativa y positiva, respectivamente. La variable de desviación negativa cuantifica la falta de logro de una meta con respecto a su nivel de aspiración, mientras que la variable de desviación positiva juega el papel opuesto; es decir, la medición del exceso de logro de una meta con respecto a su nivel de aspiración. En definitiva, la idea básica que subyace en los modelos de programación por metas consiste en la minimización de desviaciones no deseadas de las metas previamente definidas (Jones y Tamiz, 2010).

La función de logro consiste entonces en la minimización de la suma de las variables de desviación no deseadas normalizadas y ponderadas para cada una de las metas planteadas, tal y como se recoge en la Eq. [2]

$$\text{MIN} \sum_{q=1}^Q (\alpha_q \cdot n_q + \beta_q \cdot p_q) \quad [2]$$

Para caracterizar cuáles serían las variables no deseadas se emplean los parámetros α_q y β_q . Donde $\alpha_q = \frac{w_q}{R_q}$ si n_q es una desviación no deseada, de lo contrario $\alpha_q = 0$, y de forma análoga para $\beta_q = \frac{w_q}{R_q}$ si p_q es una desviación no deseada, de lo contrario $\beta_q = 0$. Los parámetros w_q y R_q representan los pesos preferenciales y el factor de normalización asociados al logro de la meta q th respectivamente (Romero, 2004).

La importancia de introducir estos factores reside en que los criterios se miden en diferentes unidades, por lo que debemos recurrir a un sistema de normalización. El valor de estos parámetros se ha calculado como las diferencias entre los valores ideal y anti-ideal para cada criterio (es decir, su rango de variación). De esta manera, los diferentes criterios carecerían de dimensión, tal y como se indica en la Eq. [3]

$$\overline{R}_q = \frac{R_q - R_{*q}}{R_q^* - R_{*q}} \quad [3]$$

Siendo R_q^* el valor ideal alcanzado por los criterios y R_{*q} su peor valor o anti-ideal. Este tipo de sistema de normalización ha sido ampliamente utilizado en la literatura (Díaz-Balteiro y Romero 2004; Mobtaker et al., 2018).

De esta forma, con la resolución de la ecuación [2], se obtendrán los valores asociados a cada uno de los criterios mediante la minimización de la función de logro, que incorpora las desviaciones no deseadas debidamente normalizadas y ponderadas según las preferencias de uno o varios centros decisores para cada uno de los criterios considerados.

5.4.1. Modelo *Weighted Goal Programming* (WGP) inicial

En relación a este Modelo inicial, cabe señalar que los tres primeros criterios (*VOL*, *VAN* y *C*) constituyen objetivos del tipo “más mejor”, mientras que para el caso de las desviaciones asociadas a criterios técnicos (*desH*, *desF*, *desA*), se persigue que sus valores sean menores o iguales al valor propuesto, teniendo en cuenta que el nivel de aspiración hace referencia a la desviación de la meta de igualdad planteada.

A continuación, se muestra la estructura general de un modelo de programación por metas ponderadas (Romero, 2002). Las ecuaciones específicas consideradas en el desarrollo de este modelo se encuentran en el Anexo **C1. Modelo inicial**.

Función de logro

$$\text{Min} \sum_{q=1}^Q (\alpha_q \cdot n_q + \beta_q \cdot p_q) \quad [4]$$

Metas y Restricciones

$$f_q(x) + n_q - p_q = t_q^*, q \in \{1, \dots, Q\} \quad [5]$$

$$n_q \geq 0, p_q \geq 0 \quad [6]$$

Como se observa en la estructura [4-6], el diseño de este modelo se corresponde con el esquema general de un modelo de GP [1-3]. En la Eq. [5] se indica la estructura general de una meta, donde t_q^* representa un elemento crucial de la construcción de un modelo de programación por metas. En particular, conviene señalar que para este Modelo inicial el target se ha establecido en un 70% respecto al valor ideal obtenido en la matriz de pagos (porcentaje empleado en trabajos como en Giménez et al. (2013)) mediante la optimización del criterio considerado en cada caso para el Escenario 1. Además, se ha considerado la igualdad de pesos preferenciales para los distintos criterios incluidos en este Modelo inicial.

5.4.2. Modelo Extended Goal Programming (EGP) con sistemas de retención

En el diseño de este segundo modelo, se ha considerado apropiado recurrir a una variante de la programación por metas denominada Programación por Metas Extendidas (EGP) (Romero, 2001) para su resolución. Entre otras ventajas, este modelo permite obtener una gama de soluciones que abarcan desde las más eficientes a las más equilibradas (Romero, 2004), pasando por soluciones intermedias (Díaz-Balteiro et al., 2013). Este método se ha utilizado con éxito en diferentes problemas de gestión forestal (Eyvindson, 2012; Giménez et al., 2013; Broz et al., 2016; Díaz-Balteiro et al., 2016). La formulación general del modelo de EGP se presenta a continuación, mientras que el modelo aplicado al caso de estudio puede verse en el Anexo C2. **Modelo con sistemas de retención.**

Función de logro

$$\text{Min}(1 - \lambda) \cdot D + \lambda \sum_{q=1}^Q (\alpha_q \cdot n_q + \beta_q \cdot p_q) \quad [7]$$

Metas y Restricciones

$$f_q(x) + n_q - p_q = t_q^*, q \in \{1, \dots, Q\} \quad [8]$$

$$(\alpha_q \cdot n_q + \beta_q \cdot p_q) \leq D \quad [9]$$

$$n_q \geq 0, p_q \geq 0 \quad [10]$$

La Eq. [7] muestra la función de logro (que integra dos sumandos como elemento distintivo de los modelos EGP respecto a los modelos WGP), donde λ es un parámetro de

control que toma valores dentro del intervalo cerrado (0,1) y D representa la máxima desviación. La Eq. [8] indica la contribución de cada criterio al logro de la meta correspondiente, mientras que la Eq. [9] vincula cada meta normalizada y ponderada con la desviación máxima. Los pesos preferenciales w_q asignados por el DM a cada uno de los criterios y el factor de normalización R_q se encuentran incluidos en α_q y β_q . Al modificar los valores asignados al parámetro λ , el modelo [7-10] proporciona diferentes soluciones. En este caso se han considerado tres de ellas. Así, para $\lambda=0$, el modelo proporciona la solución “más equilibrada”, mientras que para $\lambda=1$, se obtiene la solución con el logro agregado máximo (“promedio”). Finalmente, se ha incluido una solución intermedia, representada por el valor de $\lambda=0,5$.

5.4.3. Modelo Lexicographic Goal Programming (LGP) de idoneidad selvícola

A continuación, para el último modelo se ha recurrido a otra variante de la programación por metas denominada programación por metas lexicográficas. Siguiendo a Romero (1996), este enfoque utiliza el concepto de prioridad o peso excluyente (*pre-emptive priorities*) y esta jerarquía se manifiesta con la definición de diferentes niveles de prioridad a donde se asigna cada meta. Este tipo de peso excluyente implica que las metas situadas en la prioridad más alta se satisfacen en la medida de lo posible, y sólo entonces se considera la posible satisfacción de metas situadas en prioridades más bajas. Es decir, este tipo de modelo implica aceptar que no hay compensaciones finitas entre los objetivos situados en un nivel de prioridad con respecto a los objetivos colocados en niveles de prioridad más bajos (Romero y Rehman, 2003). En consecuencia, los resultados de las metas situadas en los niveles de prioridad inferiores no pueden empeorar los resultados de las metas situadas en niveles de prioridad superiores (Zeleny, 1982). De esta forma, las preferencias se ordenan igual que las palabras en un léxico o diccionario, de ahí la denominación de programación por metas lexicográficas (Romero, 2001).

Por tanto, la función de logro de un modelo de programación por metas lexicográficas está formada por un vector ordenado cuya dimensión coincide con el número V de prioridades en que se han agrupado las q metas. Cada componente de este vector representa las variables de desviación no deseadas de las metas situadas en el correspondiente nivel de prioridad (Ignizio, 1976). A continuación, en la Eq. [11] se indica la estructura general de un modelo

lexicográfico (Romero, 2004), mientras que las ecuaciones y el modelo específico desarrollado se encuentran en el Anexo **C3. Modelo de idoneidad selvícola**.

Función de logro

$$LexMin = [U_1, U_2, \dots, U_V] \quad [11]$$

$$U_V = \left\{ \sum_q^Q (\alpha_q \cdot n_q + \beta_q \cdot p_q) \right\} \quad [12]$$

Metas y Restricciones

$$f_q(x) + n_q - p_q = t_q^*, q \in \{1, \dots, V\} \quad [13]$$

$$n_q \geq 0, p_q \geq 0 \quad [14]$$

Siendo U_v el vector correspondiente a la prioridad v , con $v = 1, \dots, V$ niveles de prioridad [11] que representa el conjunto índice de metas situadas en el nivel genérico de prioridad v -ésimo [12]. En relación al número de niveles de prioridad a considerar, conviene tener en cuenta que en caso de considerar demasiados niveles, los objetivos situados en niveles de prioridad más bajos podrían ser redundantes y no jugarían ningún papel en el proceso de optimización (Díaz-Balteiro et al., 2013). Por tanto, resulta evidente que el riesgo de redundancia aumenta con el número de niveles de prioridad considerados. Por esta razón, algunos autores recomiendan no utilizar más de cinco niveles de prioridad (Jones y Tamiz, 2010), mientras que otros autores son más estrictos y recomiendan un número máximo de tres niveles de prioridad (Romero, 1991).

De forma análoga a los modelos anteriores, los parámetros α_q y β_q llevan asociados el valor de los pesos preferenciales w_q y el factor de normalización R_q asociado a las desviaciones no deseadas. En cada nivel de prioridad, se minimizan las desviaciones no deseadas de las metas de los criterios introducidos en el modelo [13]. Por último, en la Eq. [14] se asegura la condición de no negatividad.

Finalmente, cabe señalar que se añadiría un último componente del vector lexicográfico U_{v+1} que solo desempeña un papel auxiliar para garantizar la eficiencia de Pareto de la solución GP obtenida (Aldea et al., 2014). Así, si la solución obtenida maximizando U_{v+1} coincide con la solución obtenida al minimizar U_v , entonces esta solución es eficiente. Sin embargo, si la solución cambia, entonces este último domina al anterior en el sentido de Pareto (Romero, 1991). Este tipo de procedimiento debe incluirse en el desarrollo de estos modelos para garantizar la eficiencia de las soluciones obtenidas. Una justificación matemática de este procedimiento puede consultarse en varios estudios (Romero, 2001; Jones y Tamiz, 2010).

5.5. Interacciones con los centros decisores (DM)

En este apartado se hace referencia a los centros decisores que han sido consultados durante el desarrollo de estos modelos. En primer lugar, cabe señalar que, como se ha comentado anteriormente, en el Modelo inicial no se realizaron interacciones con ningún centro decisor. Por el contrario, en el Modelo con sistemas de retención se realizó una interacción con un centro decisor, mientras que en el Modelo de idoneidad selvícola se realizaron dos interacciones con dos centros decisores diferentes. De esta forma, una de las ventajas de la técnica propuesta es que permite interactuar con diferentes stakeholders para conocer sus preferencias tanto por los diversos componentes del modelo como por los resultados obtenidos. Esta idea de agregar un componente interactivo en los modelos de GP se ha utilizado con éxito en otros estudios (Ezquerro et al., 2019), e incluso se ha hibridado con modelos de decisión en grupo (Díaz-Balteiro et al., 2016).

A continuación, se detallan las interacciones realizadas con uno o varios centros decisores con relación al esquema propuesto en la **Figura 7**, para el Modelo con sistemas de retención y el Modelo de idoneidad selvícola. Además, una vez obtenidas las respuestas de los DMs correspondientes a cada encuesta, se evaluaron la consistencia de las mismas mediante el cálculo del índice de consistencia (*Consistency Index*, CI), no superando en ningún caso el valor de 0,1 propuesto por Saaty (1982).

5.5.1. Interacciones en el Modelo con sistemas de retención

En concreto, para este Modelo con sistemas de retención, se ha solicitado información sobre tres elementos del modelo: la selección de los criterios finalmente considerados (Interacción 1), el peso y niveles de aspiración asignados a cada criterio (Interacción 2) y, finalmente, la selección de la solución más adecuada de entre cualquiera de las tres posibles soluciones presentadas al DM (Interacción 3). El centro decisor seleccionado en este modelo es el gestor del monte objeto de estudio (DM1).

La interacción 1 permite la selección de los criterios incluidos en este estudio, respondiendo a las opiniones del DM1, pero excluyendo, como se ha mencionado anteriormente, el criterio del balance de carbono por su analogía con el criterio de superficie retenida. Estas opiniones se han recogido personalmente durante las visitas realizadas al caso de estudio. En cuanto a la Interacción 2 (ver encuesta en Anexo **D1. Interacciones en el Modelo con sistemas de retención**), consiste en transformar la importancia asignada por el DM1 a cada criterio en pesos preferenciales, utilizando para este fin un procedimiento que emplea comparaciones por pares, basado en una escala verbal popularizada en el modelo AHP (*Analytical Hierarchy Process*) (Saaty, 1977), que permite asignar un valor numérico a las opiniones expresadas por el DM según se indica en la **Tabla 12**.

Tabla 12. Escala verbal de Saaty (Saaty, 1977).

ESCALA	SIGNIFICADO
1	SON IGUALMENTE IMPORTANTES
3	SON MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTES
5	SON FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTES
7	SON DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTES
9	SON EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTES
2,4,6,8	Valores intermedios

Además, se preguntó al DM1 sobre cuáles deberían ser los niveles de aspiración asociados a cada criterio, en términos de su distancia del valor ideal, mediante un cuestionario enviado por correo electrónico (**Tabla D 1**). Por último, en la Interacción 3 el centro decisor selecciona la solución que considera más adecuada de entre las tres posibles, como se verá más adelante.

5.5.2. Interacciones en el Modelo de idoneidad selvícola

En este último modelo se realizan dos interacciones con dos centros decisores. En primer lugar, para ponderar los criterios considerados (DM1) y, en segundo lugar, para ponderar las alternativas selvícolas introducidas en este modelo (DM2). A continuación, se detallan dichas interacciones.

5.5.2.1. *Interacción con el gestor del monte: Selección y ponderación de criterios*

De forma análoga al modelo anterior, se realiza una primera interacción con el gestor del monte (DM1) al que se preguntó acerca de sus preferencias por los seis criterios considerados en este modelo, a través de la encuesta correspondiente (ver Anexo **D2.1 Ponderación de los criterios en el Modelo de idoneidad selvícola**).

5.5.2.2. *Interacción con un experto en gestión forestal: Selección y ponderación selvícola*

A continuación, y a diferencia del modelo anterior, se realizan una serie de interacciones con el ingeniero que ha realizado las últimas revisiones del Proyecto de Ordenación del Pinar de Valsain (DM2). Teniendo en cuenta la batería de alternativas selvícolas consideradas (**Tabla 3**), se pretende establecer la idoneidad de cada una de ellas para ser aplicada en cada cantón. Para ello, se han agrupado los 288 cantones existentes en el Pinar en 7 categorías generadas como combinación de una serie de factores: producción, protección, Parque Nacional, cantones con nidos o con consideraciones especiales. En la **Tabla 13** se muestra la descripción de las categorías formuladas.

Tabla 13. Descripción de las siete categorías generadas para agrupar los cantones pertenecientes al Pinar de Valsain.

Categorías	Descripción
1	Cantones productivos sin protección, ni nidos ni consideraciones especiales
2	Cantones pertenecientes a cuarteles de protección, de recreo o al PN
3	Cantones especiales y que NO pertenecen al PN
4	Cantones especiales con NIDOS y que NO pertenecen al PN
5	Cantones especiales y que pertenecen al PN
6	Cantones con nidos y que están FUERA del PN
7	Cantones con nidos y que están DENTRO del PN

PN: Parque Nacional

Fuente: Elaboración propia.

Una vez definidas las categorías, en un primer contacto con el experto, se seleccionaron un conjunto de 2-3 alternativas preferidas para ser aplicadas en cada unidad de gestión. Posteriormente, tras una segunda interacción con el DM2 referente a este tema, se obtienen los pesos para ponderar las diferentes selviculturas según su idoneidad atendiendo a las características y la naturaleza del cantón en que se encuentren. Ambas encuestas (ver Anexo **D2.2 Ponderación selvícola**) fueron enviadas por correo electrónico y contestadas por esta misma vía.

A continuación, para calcular los pesos asociados a cada conjunto de selviculturas (2-3), se ha utilizado el método de comparación por pares desarrollado mediante la escala verbal de Saaty que, como se comentaba en el modelo anterior, permite asignar un valor numérico a las opiniones reflejadas por el centro decisor (como se indicaba en la **Tabla 12**). De esta forma, las preguntas planteadas en la correspondiente encuesta (ver Anexo **D2.2 Ponderación selvícola**) establecen comparaciones por pares de alternativas dentro de los grupos (2-3) en cuanto a su idoneidad para ser aplicadas en las siete categorías establecidas. Tras responder a las preguntas diseñadas, el resultado de estas comparaciones proporciona un valor entre 0 y 1 para cada una de las selviculturas consideradas y la suma de cada grupo es 1 (por categoría).

6. RESULTADOS

En este apartado se muestran, en primer lugar, los resultados obtenidos tras la revisión de las técnicas OR empleadas en la resolución de modelos de planificación forestal que integran objetivos de conservación de la biodiversidad. A continuación, se muestran los resultados obtenidos en los tres modelos planteados anteriormente. En estos apartados, se obtienen los pesos preferenciales tras las interacciones con los centros decisores, se construyen las correspondientes matrices de pagos y se presentan los valores obtenidos en los modelos multicriterio, formulados mediante las tres variantes de la técnica de programación por metas.

Foto 6. *Pinar de Valsain*. Marta Ezquerro (2017).

6.1. Resultados obtenidos en la revisión de técnicas OR

En primer lugar, se ha analizado la evolución temporal de las técnicas utilizadas en los artículos considerados. En la **Figura 9** se puede observar cómo los años prolíficos corresponden a la década 2000-2010 (123 artículos), en la que tanto las Heurísticas como las técnicas Multicriterio se aplicaron frecuentemente. Por otro lado, los trabajos que utilizaron técnicas de optimización clásicas mantienen una tendencia relativamente estable a lo largo del tiempo, presentando una mayor frecuencia antes y después de la década mencionada.

Figura 9. Evolución temporal de las Técnicas de Investigación Operativa en los trabajos analizados.
Fuente: Elaboración propia.

A continuación, se muestra, cuantitativamente, el número de artículos que han utilizado las diferentes técnicas previamente introducidas (**Tabla 14**). Estas técnicas se han dividido en cuatro grandes grupos: Optimización clásica, Heurísticas, Técnicas Multicriterio y Otras técnicas. Sin embargo, dado que en un mismo documento se pueden haber empleado varias metodologías (esto ocurre en el 36,9% de los casos), la suma de todos los documentos que emplean cada metodología obviamente excede el número de documentos considerados (179).

Tabla 14. Frecuencia de las Técnicas de Investigación Operativa aplicadas.

Técnicas de Investigación Operativa	Número de artículos	
Optimización clásica	73	
Programación Lineal		19
Programación Lineal Entera		22
Programación Entera Mixta		16
Programación No Lineal		7
Programación Dinámica		9
Heurísticas	92	
Simulated annealing		32
Tabu search		11
Genetic algorithms		12
HERO		8
Otras heurísticas		23
Sin especificar		6
Técnicas Multicriterio	101	
Programación Multiobjetivo		11
Programación por metas		14
Programación Compromiso		4
AHP/ANP		20
MAUT		20
Métodos Outranking		6
Método de la suma aditiva ponderada (SAW)		5
Otras Técnicas Multicriterio		21
Otras Técnicas	39	
Decisión en grupo		24
No-Deterministas		15
Número de artículos considerados	179	

La lista completa de artículos se encuentra en Materiales complementarios en Ezquerro et al. (2016), disponible en <https://www.mdpi.com/1999-4907/7/10/229/pdf>.

Fuente: Elaboración propia.

Atendiendo a los componentes de los modelos desarrollados, la **Tabla 15** muestra las características de esos trabajos en cuanto a su función objetivo y las restricciones exógenas más comúnmente empleadas. El número promedio de objetivos incluidos en cada caso de estudio es de 2,3, y el 57,5% de los documentos incluye restricciones asociadas con la producción de madera, mientras que el 83,8% incluye aspectos relacionados con la conservación de la biodiversidad. Entre las limitaciones asociadas con la conservación de la biodiversidad, las más frecuentes están relacionadas con proporcionar cierto porcentaje de bosque maduro, valores mínimos de viabilidad poblacional y restricciones de adyacencia. Recientemente, algunos trabajos han incluido en sus modelos restricciones relativas a la cantidad de madera muerta (Augustynczyk y Yousefpour, 2018); mientras que otros han

considerado restricciones relacionadas con el efecto borde (Kašpar et al., 2015). Además, se han incluido las principales técnicas de OR utilizadas al considerar la conservación de la biodiversidad como objetivo en los documentos analizados. Al analizar este aspecto, se observa que en este caso la metodología Multicriterio fue la técnica OR más empleada.

Tabla 15. Componentes de los modelos de Investigación Operativa.

Componentes de los Modelos OR		% de artículos donde se incluyen los modelos OR	
Número de objetivos (media)		2,3	
Función objetivo			
Valor Actual Neto		39,1%	
Biodiversidad		69,8%	
	Optimización	20,3%	
	Heurísticas	27,0%	
	Multicriterio	41,9%	
	Decisión en grupo	10,8%	
Volumen de madera		17,9%	
Otros		20,1%	
Restricciones exógenas			
Producción de madera		57,5%	
	Monte Normal	24,6%	
	Volumen de madera	31,3%	
	Turno	30,7%	
	Superficie aprovechada	22,9%	
Conservación de la biodiversidad		83,8%	
	Bosque Maduro (%)	48,0%	
	Madera muerta	7,3%	
	Población mínima viable	33,5%	
	Efecto borde	11,2%	
	Adyacencia	27,9%	
	Conectividad	11,7%	
Otras restricciones			
	Costes	53,6%	
	Aspectos sociales	3,9%	

Fuente: Elaboración propia.

A continuación, la **Tabla 16** muestra algunos aspectos relacionados con la gestión forestal aplicada en estos trabajos. Atendiendo a la escala temporal, se observa cómo la planificación se ha diseñado mayormente a nivel estratégico frente a nivel táctico, mientras que en un número reducido de estudios se han abordado ambas escalas.

Tabla 16. Cuestiones relacionadas con la gestión forestal.

Herramientas de gestión	% de artículos donde se incluyen
Escala temporal	
Estratégica	61,5%
Táctica ¹	38,5%
Escala espacial	
Ecosistema	77,60%
Monte	19,1%
Rodal	3,3%
Tratamientos selvícolas	
Retención en verde ²	
Sin intervención ³	
Cortas a hecho	32,4%
Aclareo Sucesivo	
Claras	19%
Otros	24%
Estructura de la masa	
Regular	33,0%
Irregular	

¹ considera la planificación táctica y aquellos artículos que emplean ambas escalas

² o zonas de bosque maduro

³ refiriéndose a superficies de reserva o sin cortar

Fuente: Elaboración propia.

Respecto a la escala espacial comentada en la tabla anterior, en la **Figura 10** se muestra la evolución temporal (desde 1973 a 2015) respecto al nivel de planificación preferido en los trabajos analizados. En esta figura se observa gráficamente cómo la planificación estratégica se utiliza con mayor frecuencia para abordar este tipo de problemas de carácter forestal.

Figura 10. Evolución de la escala temporal empleada en problemas de carácter forestal. Fuente: Elaboración propia.

En relación con la escala de trabajo, los análisis a nivel de ecosistema son preferidos si los comparamos con análisis a niveles más desagregados (monte o rodal). Respecto a los tratamientos selvícolas empleados en los documentos considerados en esta revisión, en un número notable de ellos se emplean prácticas selvícolas asociadas a la presencia de zonas en las que no se efectúan cortas finales, aunque se practicaron cortas a hecho en casi un tercio de los estudios. Por otro lado, sólo una cantidad limitada de estos documentos indica el tipo de estructura de la masa de las unidades de gestión empleadas en cada caso de estudio, y de entre ellos, sólo unos pocos corresponden a estructuras de masa irregular.

Por otro lado, hay que tener en cuenta que no en todos los artículos revisados se aplicaba la metodología empleada a un caso de estudio. Por esta razón, la **Tabla 17** muestra el uso de diferentes grupos de técnicas de OR en casos de estudio específicos, que abarca un total de 54,7% de los artículos revisados; mientras que un 45,3% de los artículos describen enfoques metodológicos. Además, se ha incluido el porcentaje de artículos que utilizan métodos híbridos, cuyo porcentaje se ha definido como el uso de dos o más técnicas OR incluidas en los diferentes grupos mostrados anteriormente.

Tabla 17. Problemas relacionados con la gestión forestal.

Técnicas	Caso de estudio	Enfoque metodológico
Optimización	33,7%	43,2%
Heurísticas	33,7%	35,8%
Multicriterio	46,9%	11,1%
Decisión en grupo	14,3%	12,3%
No-Determinístico	11,2%	2,5%
Métodos Híbridos¹	34,7%	34,6%
Total	54,7%	45,3%

¹ combinación de más de un método perteneciente a las diferentes técnicas de OR definidas anteriormente.

Fuente: Elaboración propia.

Continuando con el análisis de cómo se ha introducido la biodiversidad en estos documentos, la **Tabla 18** muestra cómo más de la mitad de ellos han abordado problemas relacionados con la vida silvestre. En algunos casos, se han utilizado varios índices para caracterizar el problema, aunque ésta no ha sido una tendencia generalizada en todos los estudios.

Tabla 18. Cuestiones relacionadas con la biodiversidad.

Biodiversidad	% de artículos donde se incluyen temas de Biodiversidad
Especies consideradas	
Vida silvestre	50,8%
Flora	10,6%
Ambas (Vida silvestre y flora)	6,1%
Diversidad en general	32,4%
Índices de biodiversidad	
Hábitat (índice de idoneidad y/o efectividad)	12,3%
Riqueza de especies	8,4%
Vulnerabilidad e impacto humano	2,2%
Configuración (forma y proximidad)	5,6%
Conectividad y fragmentación	2,2%
Otros	6,7%
Casos de estudio en Áreas Protegidas	
Parques Nacionales	4,4%
Otras superficies protegidas	14,8%

Fuente: Elaboración propia.

6.2. Resultados obtenidos en la resolución de los modelos desarrollados

En este apartado se reflejan los resultados obtenidos para los tres modelos considerados (inicial, con sistemas de retención y de idoneidad selvícola). En primer lugar, se calcula el valor de los pesos preferenciales para los criterios considerados en cada modelo, obtenidos tras la interacción con uno o varios centros decisores (en caso de haberse realizado). En segundo lugar, se muestran los valores obtenidos en sus correspondientes matrices de pagos, los cuales justificarán el posterior empleo de técnicas multicriterio. Por último, se presentan los resultados obtenidos en la resolución de los modelos multicriterio formulados.

6.2.1. Resultados obtenidos en el Modelo inicial

Respecto a este primer modelo, conviene aclarar dos diferencias respecto a la metodología empleada en los otros dos modelos desarrollados. En primer lugar, en este modelo no se realizaron interacciones con centros decisores (y por tanto se ha omitido el apartado correspondiente), y en segundo lugar, este primer modelo lleva asociadas tres matrices de pagos (una para cada escenario), obtenidas mediante la optimización de los seis criterios considerados.

6.2.1.1. Resultados obtenidos en la matriz de pagos para el Modelo inicial

Una vez definidos los tres escenarios (que incorporan las diferentes restricciones ambientales, además de las endógenas) considerados en este modelo, se genera una matriz de pagos a partir de la optimización por separado de cada uno de los seis criterios definidos anteriormente. El resultado de esta matriz permite evaluar con facilidad el grado de conflicto existente entre objetivos para los tres escenarios definidos. En el caso de los criterios asociados a la idea de monte normal (H , F , A), se muestra el valor obtenido respecto a la desviación de su meta de igualdad planteada (siendo 0 su valor ideal). De forma general, los valores ideales se muestran en negrita, mientras que los valores anti-ideales aparecen subrayados.

A continuación, se muestran los resultados obtenidos a nivel de escenario, donde el Escenario 1 (**Tabla 19**) no incorpora restricciones ambientales, el Escenario 2 (**Tabla 20**) obliga a no cortar la superficie que ha quedado incluida en el Parque Nacional y el Escenario 3 (**Tabla 21**) incorpora además el AGR para la protección de nidos de buitre negro.

Tabla 19. Resultados obtenidos en la matriz de pagos en el Modelo inicial para el Escenario 1.

Criterios	VOL	VAN	C	desH	desF	desA
VOL	4.661.065	3.153.284	<u>3.040.256</u>	3.907.396	3.754.734	4.087.585
VAN	54.148.950	54.593.750	<u>21.302.380</u>	39.737.280	41.036.360	36.400.880
C	<u>4.233.949</u>	4.926.415	4.976.837	4.587.156	4.614.512	4.507.372
desH	3.179.826	1.315.701	1.880.979	0	3.746.133	<u>4.017.316</u>
desF	<u>2.386.660</u>	1.212.860	1.250.397	698.469	103.094	796.356
desA	<u>6.610</u>	6.489	6.170	3.553	6.370	2.402
<i>Turno</i>	<i>174</i>	<i>106</i>	<i>175</i>	<i>138</i>	<i>135</i>	<i>131</i>

VOL: Volumen (m³), **VAN:** Valor Actual Neto (€), **C:** Balance de Carbono (tC), **desH:** desviación de la meta de igualdad de flujo de volumen en cada periodo (m³), **desF:** desviación de la meta de inventario Final (m³), **desA:** desviación de la meta de regulación (ha), *Turno:* (años).

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 20. Resultados obtenidos en la matriz de pagos en el Modelo inicial para el Escenario 2.

Criterios	VOL	VAN	C	desH	desF	desA
VOL	3.019.806	2.079.369	<u>2.029.340</u>	2.583.508	2.733.102	2.672.985
VAN	31.256.090	31.551.490	<u>9.482.532</u>	20.781.170	17.257.400	18.879.760
C	<u>4.986.359</u>	5.405.884	5.428.202	5.180.990	5.114.257	5.141.074
desH	1.979.795	818.419	1.220.088	0	3.172.139	<u>3.675.849</u>
desF	<u>1.248.352</u>	1.221.237	991.774	501.534	42.489	323.722
desA	<u>6.211</u>	4.441	5.219	3.012	5.279	1.135
<i>Turno</i>	<i>174</i>	<i>108</i>	<i>176</i>	<i>157</i>	<i>163</i>	<i>162</i>

VOL: Volumen (m³), **VAN:** Valor Actual Neto (€), **C:** Balance de Carbono (tC), **desH:** desviación de la meta de igualdad de flujo de volumen en cada periodo (m³), **desF:** desviación de la meta de inventario Final (m³), **desA:** desviación de la meta de regulación (ha), *Turno:* (años).

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 21. Resultados obtenidos en la matriz de pagos en el Modelo inicial para el Escenario 3.

Criterios	VOL	VAN	C	desH	desF	desA
VOL	2.875.250	1.976.164	<u>1.928.029</u>	2.462.188	2.553.348	2.540.122
VAN	29.875.130	30.148.890	<u>9.015.523</u>	20.030.440	17.723.790	18.085.180
C	<u>5.050.845</u>	5.451.923	5.473.396	5.235.110	5.194.444	5.200.344
desH	1.891.144	771.099	1.171.002	0	3.041.717	<u>3.104.202</u>
desF	<u>1.046.454</u>	995.636	1.021.937	335.954	4.045	388.984
desA	<u>5.921</u>	4.237	4.996	2.719	5.750	1.033
<i>Turno</i>	<i>176</i>	<i>107</i>	<i>178</i>	<i>151</i>	<i>164</i>	<i>163</i>

VOL: Volumen (m³), **VAN:** Valor Actual Neto (€), **C:** Balance de Carbono (tC), **desH:** desviación de la meta de igualdad de flujo de volumen en cada periodo (m³), **desF:** desviación de la meta de inventario Final (m³), **desA:** desviación de la meta de regulación (ha), *Turno:* (años).

Fuente: Elaboración propia.

De las tablas anteriores se aprecia la notable variabilidad de los criterios en relación con la función optimizada (con su correspondiente valor ideal en negrita) en cada escenario. Por ejemplo, el volumen de madera se reduce del Escenario 1 al Escenario 2 en un 35%, y es un 5% menor que el segundo escenario en el Escenario 3, como consecuencia de las medidas de conservación introducidas en los dos últimos escenarios. Asimismo, el *VAN* presenta la misma tendencia con porcentajes similares (reducciones del 40 al 45%), mientras que el balance de carbono se incrementa en torno a un 10% del Escenario 1 al Escenario 3. En cuanto a las desviaciones del concepto de monte normal (*desH*, *desF* y *desA*), se observa que sólo se cumple (alcanzando el valor de 0) la igualdad de flujos de volumen en cada periodo, correspondiente a la columna *desH* para cada escenario al optimizarse este criterio; mientras que las metas de inventario final (*desF*) y de regulación (*desA*) no se

cumplen en ningún caso. Además, a efectos de considerar una herramienta de gestión, se ha incluido en las matrices anteriores el turno medio ponderado (según la superficie elegida por el modelo) asociado a la optimización de cada criterio. Por último, se puede comprobar cómo se obtiene un alargamiento del mismo a medida que se consideran criterios como el balance de carbono o escenarios más orientados a la conservación de la biodiversidad (Escenario 3).

A nivel de cada escenario, se aprecia como en el Escenario 1, al no contemplarse la posibilidad de respetar superficies sin cortar, las masas con una edad superior a 120 años no se encuentran representadas, teniendo en cuenta el turno y el horizonte de planificación definidos. En el caso de los escenarios 2 y 3, esta clase se encuentra representada debido a la prohibición de cortar definida en aquellos cantones que se han incluido en el Parque Nacional (122 cantones). Además, en el escenario conjunto de Parque Nacional y nidos (Escenario 3), las prescripciones asociadas a cantones con presencia de buitre negro (70) ven reducidos sus valores de volumen de madera aprovechado por respetarse el área de protección alrededor de sus nidos (AGR), lo que se traduce en una disminución de las emisiones de carbono y por consiguiente un ligero aumento en el balance de carbono respecto al Escenario 2.

Los valores de *VAN* asociados a los tres escenarios van reduciendo su valor conforme se van introduciendo medidas de protección, si bien es cierto que su efecto es más acusado en el segundo escenario, debido a la mayor reducción de la superficie disponible para el aprovechamiento forestal, definida en las hipótesis de partida para cada escenario. También hay que tener en cuenta que algunos de los cantones con nido han sido incluidos en el Parque Nacional, en cuyo caso se ha respetado la opción más restrictiva, esto es, la prohibición de realizar cortas en la totalidad del cantón, en lugar de considerar tan sólo la superficie restringida (AGR) establecida en función del número de nidos. Por tanto, a la vista del grado de conflicto recogido en las matrices de pagos (**Tabla 19**, **Tabla 20** y **Tabla 21**), surge la necesidad de recurrir a modelos multicriterio capaces de lidiar simultáneamente con todos los criterios considerados.

6.2.1.2. Resultados obtenidos en el Modelo WGP inicial

Como se comentó anteriormente, en este Modelo inicial no se realizaron interacciones con ningún centro decisor. Por tanto, se ha otorgado el mismo peso preferencial a cada criterio. A diferencia de otros trabajos (Díaz-Balteiro et al., 2016; Díaz-Balteiro et al., 2017a), al no recabar las opiniones de los DMs, se ha fijado el nivel de aspiración para cada meta en un 70% respecto a su valor ideal, tal y como se propone en otros estudios (Aldea et al., 2014; Giménez et al., 2013). A continuación, en la **Tabla 22** se muestran los resultados obtenidos para el modelo de programación por metas ponderadas para cada escenario. Los valores obtenidos en este modelo multicriterio muestran claras diferencias respecto a los obtenidos en las matrices de pagos generadas para cada escenario (**Tabla 19**, **Tabla 20** y **Tabla 21**), tanto en los valores alcanzados por los criterios *VOL*, *VAN* y *C*, como en las desviaciones asociadas al cumplimiento de la idea de monte normal (*desH*, *desF* y *desA*).

Tabla 22. Resultados obtenidos en el Modelo WGP inicial en los Escenarios 1, 2 y 3.

Criterios	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
VOL	3.813.534	2.746.032	2.601.915
VAN	38.215.620	21.436.930	19.858.380
C	4.627.215	5.102.037	5.172.779
desH	0	0	0
desF	0	0	0
desA	0	0	0
<i>Turno</i>	<i>137</i>	<i>158</i>	<i>158</i>

VOL: Volumen (m³), **VAN:** Valor Actual Neto (€), **C:** Balance de Carbono (tC), **desH:** Desviación de la meta de flujo de volumen (m³), **desF:** Desviación de la meta de inventario final (m³), **desA:** Desviación de la meta de regulación (ha), *Turno:* (años).

Fuente: Elaboración propia.

En la tabla anterior se muestran los resultados obtenidos en el modelo WGP para los tres escenarios considerados, donde los valores “0” asociados a las restricciones forestales, indican que se cumplen las metas de igualdad establecidas en todos los casos, cuya solución resultaba no factible en las matrices de pagos mostradas anteriormente. En concreto, pueden analizarse las compensaciones entre criterios relativas a este hecho. De esta forma, para el Escenario 1, al reducir el volumen de madera aprovechado en torno a un 20% respecto a su valor ideal, se consigue el cumplimiento de las metas asociadas al concepto de monte normal. De forma análoga, para los Escenarios 2 y 3 estas reducciones son del 10% en ambos casos. Por último, también se observa un alargamiento del turno respecto al escenario sin restricciones ambientales.

6.2.2. Resultados obtenidos en el Modelo con sistemas de retención

En este apartado se presentan los resultados obtenidos en el segundo modelo desarrollado. En primer lugar, se indica el valor de los pesos preferenciales y los targets obtenidos para cada criterio mediante la interacción realizada con el centro decisor (Anexo **D1. Interacciones en el Modelo con sistemas de retención**), cuyos valores serán integrados en el posterior modelo multicriterio. A continuación, se muestran los valores obtenidos en la matriz de pagos para los siete criterios que se han considerado en este caso. Por último, se presentan los resultados obtenidos en el modelo EGP desarrollado para este Modelo con sistemas de retención.

6.2.2.1. *Resultados obtenidos en la interacción con el centro decisor para el Modelo con sistemas de retención*

A partir de las respuestas proporcionadas por el centro decisor a la encuesta enviada (Anexo **D1. Interacciones en el Modelo con sistemas de retención**), y mediante la escala de Saaty anteriormente comentada (**Tabla 12**), en la **Tabla 23** se muestran los pesos y los targets obtenidos a través de esta interacción.

Tabla 23. Pesos y niveles de aspiración asociados a cada criterio en el Modelo con sistemas de retención.

Criterios	Pesos	Target (% respecto al valor ideal)
VOL	0,081	90
VAN	0,010	70
H	0,037	90
F	0,186	90
A	0,186	90
RA	0,062	90
NDRA	0,438	90

VOL: Volumen de madera, **VAN:** Valor Actual Neto, **H:** igualdad de flujos de volumen en cada periodo, **F:** Inventario final, **A:** Regulación de clases de edad, **RA:** Superficie retenida total (considerando retención agregada y dispersa y AGR) (ha), **NDRA:** Superficie retenida no decreciente.
Fuente: Elaboración propia.

6.2.2.2. Resultados obtenidos en la matriz de pagos para el Modelo con sistemas de retención

De forma análoga al modelo anterior, se presenta la matriz de pagos generada tras la optimización de los siete criterios considerados en este modelo. Asimismo, en el caso de los criterios asociados a la idea de monte normal (H , F , A), se muestra el valor obtenido respecto a la desviación de su meta de igualdad planteada (siendo “0” su valor ideal). Además, conviene señalar que se han incluido en dicha matriz varias filas auxiliares que no responden a la optimización de un determinado criterio, pero proporcionan informaciones de interés para el gestor, tal y como se muestra en la **Tabla 24**. Siguiendo la metodología empleada en el modelo anterior, los valores ideales se muestran en negrita, mientras que los valores anti-ideales aparecen subrayados.

Tabla 24. Matriz de pagos generada para el Modelo con sistemas de retención.

Criterios	VOL	VAN	desH	desF	desA	RA	NDRA
VOL	4.345.138	3.637.915	3.675.283	2.749.172	2.955.525	<u>1.890.414</u>	2.673.284
VAN	14.468.229	37.083.517	31.659.989	18.093.860	16.794.379	<u>6.239.911</u>	19.780.863
desH	<u>4.063</u>	1.799	0	663	1.806	1.825	1.195
desF	1.189.131	703.980	826.466	120.425	467.755	<u>1.612.361</u>	1.323.750
desA	<u>6.184</u>	4.538	3.510	916	0	3.607	3.138
RA	750	750	840	<u>618</u>	1.363	3.603	2.486
NDRA	40	119	71	71	537	<u>1.825</u>	0
<i>Carbono</i>	3.504.768	3.768.151	3.784.538	4.170.866	4.087.452	4.571.129	4.195.945
<i>agrR</i>	42	42	170	39	724	3.128	1.874
<i>disR</i>	297	297	258	168	228	64	201
<i>Turno</i>	<u>159</u>	<u>123</u>	<u>133</u>	<u>153</u>	<u>148</u>	<u>142</u>	<u>131</u>

VOL: Volumen de madera (m³), **VAN:** Valor Actual Neto (€), **desH:** Desviación de la igualdad de flujos de volumen en cada periodo (m³), **desF:** Desviación de inventario final (m³), **desA:** Desviación de la regulación de clases de edad (ha), **RA:** superficie retenida total (considerando retención agregada y dispersa y las áreas de protección de nidos de buitre negro) (ha), **NDRA:** desviación de la superficie retenida no decreciente (ha), *Carbono:* Balance de Carbono (tC), *agrR:* superficie agregada (ha), *disR:* superficie dispersa (ha). *Turno:* (años).

Fuente: Elaboración propia.

Al analizar los resultados obtenidos en esta matriz de pagos (**Tabla 24**), se observa que existe un alto grado de conflicto entre los criterios productivos (VOL , VAN) y los criterios técnicos (asociados al concepto de monte normal) con aquéllos asociados a las superficies de retención. Este conflicto justifica plenamente el empleo de una metodología multicriterio para

obtener una solución adecuada al problema ya que cualquier solución dada por la optimización de un sólo criterio no es aceptable para el centro decisor. Por otro lado, los criterios de superficie retenida y balance de carbono muestran soluciones similares cuando se maximizan estos objetivos. Por esta razón, dado que el balance de carbono es el criterio que menos varía porcentualmente cuando se optimiza el resto de los criterios, se ha decidido no incorporarlo a los modelos multicriterio propuestos a continuación. Sin embargo, se ha considerado relevante reflejar su valor fruto de la optimización del resto de los criterios, mediante el empleo de una fila auxiliar (junto con los valores de las superficies retenidas de forma agregada o dispersa y el turno).

6.2.2.3. *Resultados obtenidos en el Modelo EGP con sistemas de retención*

A continuación, se muestran los resultados del modelo EGP de acuerdo con los tres valores del parámetro de control λ considerados. Como en la matriz de pagos, además de los siete criterios contemplados en este estudio, se han introducido como filas auxiliares los valores de las superficies retenidas (de forma agregada y dispersa), el balance de carbono y el turno asociados a cada solución. En relación a la superficie retenida, cabe señalar que la suma de las superficies agregadas y dispersas no coincide el área retenida total, ya que el valor total incluye el área retenida inicialmente para la protección de las especies de buitre negro (AGR), con un valor total de 411,34 ha. Finalmente, se realizó una tercera interacción (por correo electrónico y por teléfono) para averiguar cuál de las soluciones generadas por el modelo EGP resultaba más atractiva para el DM, de acuerdo con los valores propuestos del coeficiente λ . En concreto, la solución para $\lambda=0,5$ fue elegida por el centro decisor como la mejor estrategia para ser aplicada en el caso de estudio, y por esta razón, esta columna ha sido sombreada en gris en la **Tabla 25**.

Tabla 25. Resultados obtenidos en el Modelo EGP con sistemas de retención para los tres valores de λ considerados.

Criterios	$\lambda = 0$	$\lambda = 0,5$	$\lambda = 1$
VOL	2.785.943	2.505.564	2.964.283
VAN	23.152.220	19.828.263	23.848.571
desH	1.802	406	406
desF	567.298	269.618	269.618
desA	1.852	618	618
RA	1.892	1.555	1.048
NDRA	321	183	183
<i>Carbono</i>	4.160.160	4.279.620	4.074.986
<i>agrR</i>	1.256	954	408
<i>disR</i>	225	190	229
<i>Turno</i>	129	136	138

VOL: Volumen de madera (m³), **VAN:** Valor Actual Neto (€), **desH:** Desviación de la igualdad de flujos de volumen en cada periodo (m³), **desF:** Desviación de inventario final (m³), **desA:** Desviación de la regulación de clases de edad (ha), **RA:** superficie retenida total (considerando retención agregada y dispersa y las áreas de protección de nidos de buitre negro) (ha), **NDRA:** desviación de la superficie retenida no decreciente (ha), *Carbono:* Balance de Carbono (tC), *agrR:* superficie agregada (ha), *disR:* superficie dispersa (ha). *Turno:* (años).

Fuente: Elaboración propia.

A continuación, debido a su importancia para la futura gestión del Pinar de Valsaín, se ha seleccionado el criterio de superficie retenida total (*RA*) para analizar su evolución en el horizonte de planificación de acuerdo con las soluciones obtenidas anteriormente. La **Figura 11** muestra la evolución (considerando los valores obtenidos en cada periodo de diez años) de este criterio como suma de la superficie retenida de forma dispersa (*disR*) y agregada (*agrR*), así como la superficie inicialmente retenida debido a la presencia de nidos de buitre negro (AGR).

Figura 11. Superficie retenida total (RA) por período para las tres soluciones obtenidas en el Pinar de Valsaín. Fuente: Elaboración propia.

Además, para la solución elegida ($\lambda = 0,5$), se muestra la evolución de la superficie retenida total (RA), así como la de las variables que la componen. Es decir, se muestran los valores desagregados obtenidos para la superficie dispersa ($disR$), agregada ($agrR$) y el AGR para la protección de los nidos de buitre negro en cada período. Como se comentaba en la gráfica anterior, la suma de estas superficies retenidas proporciona el valor del área total retenida (RA) en cada período, como se muestra en la **Figura 12**.

Figura 12. Superficie retenida total (RA) como suma de las superficies retenidas de forma agregada y dispersa y AGR por período para la solución elegida ($\lambda = 0,5$) en el Pinar de Valsaín. Fuente: Elaboración propia.

Por otro lado, se muestra la interacción existente entre los criterios de superficie retenida con respecto al volumen de madera aprovechado en cada período. Así, la **Figura 13** muestra la evolución de la superficie retenida total (RA) en relación con la superficie aprovechada (HA) en los diez períodos en que se divide el horizonte de planificación. Los valores presentados corresponden a la solución elegida ($\lambda = 0,5$).

Figura 13. Interacción entre la superficie retenida (RA) y la superficie aprovechada (HA) por período en el Pinar de Valsaín para la solución elegida ($\lambda = 0,5$). Fuente: Elaboración propia.

6.2.3. [Resultados obtenidos en el Modelo de idoneidad selvícola](#)

En relación al tercer y último modelo, siguiendo con el orden establecido en este capítulo, en primer lugar se presentan los valores obtenidos en las interacciones con los dos centros decisores (Anexos **D2.1 Ponderación de los criterios en el Modelo de idoneidad selvícola** y **D2.2 Ponderación selvícola**). A continuación, se muestran los valores obtenidos en la matriz de pagos para los seis criterios considerados y, por último, se presentan los resultados obtenidos en el modelo lexicográfico desarrollado para este Modelo de idoneidad selvícola.

6.2.3.1. *Resultados obtenidos en las interacciones con los centros decisores para el Modelo de idoneidad selvícola*

En este apartado se presentan los resultados obtenidos en las dos interacciones realizadas con los dos centros decisores. En primer lugar, siguiendo el procedimiento descrito en el Modelo con sistemas de retención, la **Tabla 26** muestra los pesos y los targets obtenidos en esta primera interacción con el DM1 para cada uno de los criterios (**Anexo D2.1 Ponderación de los criterios en el Modelo de idoneidad selvícola**). Por tanto, a través de las respuestas obtenidas, y mediante la escala verbal de Saaty, se obtiene el valor de los pesos preferenciales asociados a cada criterio.

Tabla 26. Pesos asociados a cada criterio en el Modelo de idoneidad selvícola.

Criterios	Pesos
VOL	0,067
VAN	0,467
MN	0,078
IS	0,435
C	0,467
G	0,487

VOL: Volumen de madera, **VAN:** Valor Actual Neto, **MN:** función conjunta de monte normal que incorpora la igualdad de flujos de volumen en cada periodo, asegurar un inventario final y la regulación de clases de edad, **IS:** Idoneidad selvícola, **C:** Balance de carbono, **G:** Índice de GINI.

Fuente: Elaboración propia.

Posteriormente, tras una segunda interacción con el segundo centro decisor (DM2), se muestran los pesos obtenidos para las alternativas consideradas en cada categoría, tal y como se muestra en la **Tabla 27**.

Tabla 27. Pesos obtenidos para el conjunto de selviculturas preferidas en cada categoría (7).

Categorías	Conjunto de alternativas	Pesos
1	BAU1	0,188
	BAU2	0,081
	GTR1	0,731
2	NOM	0,9
	PN	0,1
3	GS	0,875
	NOM	0,125
4	GS	0,055
	GTR1	0,173
	GTR2	0,772
5	GS	0,149
	PN	0,785
	NOM	0,066
6	GTR1	0,25
	GTR2	0,75
	GTR2	0,149
7	PN	0,785
	NOM	0,066

BAU1: Business As Usual 1, **BAU2:** Business As Usual 2, **GS:** Group Selection, **GTR1:** Green-Tree Retention 1, **GTR2:** Green-Tree Retention 2, **PN:** Selvicultura a aplicar en el Parque Nacional, **NOM:** NO Management.

Fuente: Elaboración propia.

6.2.3.2. *Matriz de pagos generada para el Modelo de idoneidad selvícola*

La **Tabla 28** muestra la matriz de pagos generada tras la optimización de los seis criterios considerados en este modelo. Como filas auxiliares se han introducido el AGR para la protección de especies de buitre negro y el turno medio ponderado asociado a cada solución. Además, debido a la naturaleza de este modelo, también se han incorporado como filas auxiliares la cantidad de superficie aprovechada (en hectáreas) según las siete alternativas selvícolas consideradas.

Tabla 28. Matriz de pagos generada para el Modelo de idoneidad selvícola.

Criterios	VOL	VAN	desMN	IS	C	G
VOL	4.245.072	3.845.560	2.981.259	2.282.973	<u>658.900</u>	2.694.839
VAN	35.098.435	61.383.989	29.063.351	18.514.976	<u>7.920.755</u>	28.526.054
desMN	<u>2,737</u>	1,574	0,214	1,195	1,175	1,185
IS	524	567	<u>240</u>	5.358	973	1.101
C	<u>5.097.460</u>	5.275.681	5.661.242	5.972.744	6.697.236	5.789.012
G	0,748	0,762	0,850	0,766	<u>0,907</u>	0,360
sup_BAU1	5.126	5.696	44	142	529	22
sup_BAU2	18	936	937	0	131	0
sup_GS	1.630	164	4.841	62	365	192
sup_GTR1	22	0	30	2.833	203	0
sup_GTR2	0	0	0	1.226	0	6.391
sup_PN	0	0	82	1.932	0	191
sup_NOM	0	0	861	600	5.568	0
AGR	411	411	411	411	411	411
<i>Turno</i>	<i>159</i>	<i>126</i>	<i>147</i>	<i>166</i>	<i>150</i>	<i>143</i>

VOL: Volumen de madera (m³), **VAN:** Valor Actual Neto (€), **desMN:** Desviación de la función conjunta de Monte Normal (considera la igualdad de flujos de volumen en cada periodo (m³), asegurar unas existencias mínimas de inventario final (m³) y la regulación de clases de edad (ha), **IS:** Idoneidad selvícola (ha), **C:** Balance de carbono (tC), **G:** Índice de GINI., sup_BAU1: superficie aprovechada mediante BAU1 (ha), sup_BAU2: superficie aprovechada mediante BAU2 (ha), sup_GS: superficie aprovechada mediante GS (ha), sup_GTR1: superficie aprovechada mediante GTR1 (ha), sup_GTR2: superficie aprovechada mediante GTR2 (ha), sup_PN: superficie aprovechada mediante PN (ha), sup_NOM: superficie sin cortas (ha), AGR: Área de Gestión Restringida (ha), *Turno:* (años).

Fuente: Elaboración propia.

En relación con los resultados obtenidos en la **Tabla 28**, cabe señalar que la incorporación de ciertas restricciones ha condicionado los resultados obtenidos en la matriz anterior. En primer lugar, al haberse establecido una superficie mínima necesaria para la aplicación de algunos tratamientos (5 de los 7 propuestos) implica que, de forma general, para cantones inferiores a 5 ha debe optarse por alternativas GS, PN o NOM. En segundo lugar, el establecimiento de una posibilidad mínima comercial (es decir, no se computan las cortas realizadas dentro de los cantones que han quedado incluidos en el Parque Nacional) de 65.890 m³ por periodo, también condiciona estos resultados, sobre todo en lo relativo a criterios como el balance de carbono. Es decir, en la optimización de este criterio, de no haberse considerado esta restricción, el modelo no aprovecharía ningún cantón, proporcionando un balance de carbono máximo.

La función de MN ha sido calculada mediante la función conjunta de H , F , y A normalizada con el recorrido de estos valores, con lo que la variación en sus recorridos generaría cierta variación en los resultados obtenidos. Por otro lado, el criterio de idoneidad selvícola (IS) representa la idea de aplicar el tratamiento más adecuado en cada unidad de gestión. Respecto al grupo de los criterios ambientales, el índice de Gini indica la estructura de la masa resultante en la optimización de cada criterio. Por último, el balance de carbono resulta el criterio que presenta menor variación en la optimización de los distintos criterios, si bien es cierto que en las alternativas selvícolas propuestas siempre existe un cierto porcentaje de la masa que permanece sin cortar. Como se comentaba anteriormente, además de los valores de los criterios considerados, se han incluido la superficie asociada a cada silvicultura, así como el AGR (Área de Gestión Restringida) y el turno.

6.2.3.3. *Resultados obtenidos en el Modelo LGP de idoneidad selvícola*

Por último, se muestran los resultados obtenidos tras la resolución del modelo lexicográfico planteado. En este caso, el target o nivel de aspiración asociado a cada uno de ellos se ha establecido en el 70% del valor ideal obtenido en la matriz de pagos, de forma análoga al supuesto comentado para el Modelo inicial. En la **Tabla 29** se muestran las soluciones obtenidas para los dos niveles de prioridad propuestos (U_1 , U_2). La solución proporcionada por U_2 respeta los valores de los criterios fijados en el primer nivel (MN , IS y G), para posteriormente minimizar las desviaciones sobre las metas situadas en el segundo nivel (VOL , VAN y C).

Tabla 29. Resultados obtenidos en el Modelo LGP de idoneidad selvícola.

Criterios	U_1	U_2
VOL	2.734.820	3.119.937
VAN	27.294.128	42.968.792
desMN	0,56	0,56
IS	3.750	3.750
C	5.599.378	5.604.985
G	0,67	0,67
sup_BAU1	384	1.667
sup_BAU2	150	547
sup_GS	1.148	52
sup_GTR1	1.776	2.332
sup_GTR2	758	789
sup_PN	2.100	924
sup_NOM	480	484
AGR	411	411
<i>Turno</i>	<i>150</i>	<i>136</i>

VOL: Volumen de madera (m^3), **VAN:** Valor Actual Neto (€), **desMN:** Desviación de la función conjunta de Monte Normal (considera la igualdad de flujos de volumen en cada periodo (m^3), asegurar unas existencias mínimas de inventario final (m^3) y la regulación de clases de edad (ha), **IS:** Idoneidad selvícola (ha), **C:** Balance de carbono (tC), **G:** Índice de GINI, sup_BAU1: superficie aprovechada mediante BAU1 (ha), sup_BAU2: superficie aprovechada mediante BAU2 (ha), sup_GS: superficie aprovechada mediante GS (ha), sup_GTR1: superficie aprovechada mediante GTR1 (ha), sup_GTR2: superficie aprovechada mediante GTR2 (ha), sup_PN: superficie aprovechada mediante PN (ha), sup_NOM: superficie sin cortas (ha), AGR: Área de Gestión Restringida (ha), *Turno:* (años).

Fuente: Elaboración propia.

Con relación a los resultados mostrados en la **Tabla 29**, se observa que todos los criterios cumplen el target propuesto (que si recordamos se había establecido como el 70% del valor ideal obtenido en la matriz de pagos). En concreto, *MN* y *G*, superan el target propuesto, mientras que *IS* alcanza exactamente su valor tras optimizar el primer nivel de prioridad (U_1). A continuación, tras minimizar las desviaciones no deseadas situadas en la segunda prioridad (U_2), los criterios de *VOL* y *C* superan dicho target, mientras que el *VAN* coincide exactamente con su valor propuesto. Por tanto, y como se comentaba anteriormente, este tipo de modelos permite asegurar el cumplimiento de los criterios considerados en un nivel de prioridad mayor, como paso previo a conseguir el nivel de aspiración fijado para los criterios establecidos en el siguiente nivel de prioridad.

Como se observa en la tabla anterior, además de los criterios considerados, se ha incluido la superficie asociada a cada selvicultura (sup_BAU1, sup_BAU2, sup_GS, sup_GTR1, sup_GTR2 y sup_NOM). Esta superficie asignada a cada tratamiento podría compararse con la idea de selvicultura preferida, en relación con las 7 categorías descritas anteriormente y las preferencias indicadas por el DM2 en la segunda interacción. De esta forma, se ha calculado la desviación de esa selvicultura preferida mediante la diferencia de la superficie potencialmente preferida (formada por las categorías que seleccionan ese tratamiento) entre la selvicultura empleada, cuyo valor se indicaba en la tabla anterior. También hay que tener en cuenta que como para cada categoría se ha establecido un conjunto de posibles selviculturas (2-3) como preferidas, la suma de las superficies preferidas excede la superficie total del monte. En la **Figura 14** se observa la diferencia (en superficie) entre la superficie que ha sido aprovechada bajo cada tratamiento selvícola (aplicada) en relación con la superficie en la que cada una de ellas era preferida (preferida) según las preferencias del DM2 para las categorías establecidas. Sin embargo, hay que tener en cuenta que a veces el modelo selecciona un tratamiento cuando no es preferido debido a las restricciones introducidas, como la superficie mínima para aplicar cada tratamiento o la posibilidad mínima comercial impuesta por periodo.

Figura 14. Relación entre la selvicultura aplicada en el monte respecto a la selvicultura que sería preferida en cada unidad de gestión. Fuente: Elaboración propia.

Como se observa en la figura, el tratamiento selvícola más empleado resulta GTR1, a pesar de que también resultaría preferido en más superficie (en torno a 1.800 ha más según su valor de la serie “preferida”). El segundo tratamiento más empleado es BAU1, cuya superficie se incrementa hasta cinco veces desde la solución obtenida en U_1 a U_2 , como consecuencia de introducirse los criterios productivos (VOL y VAN) situados en el segundo nivel de prioridad. La selvicultura menos representada es BAU2, que si recordamos se trataba de una opción más intensiva que BAU1, procedente de un programa de claras fuertes, lo que en realidad permitiría obtener madera de mejor calidad, aunque este output no ha sido considerado en este trabajo. Por otro lado, la alternativa NOM no resulta tan aplicada respecto a cuando es preferida, porque a pesar de que a priori podría pensarse que mejoraría ambos criterios ambientales (C , G), su elección sólo beneficia al criterio de balance de carbono, ya que una superficie sin cortas no proporciona el grado de irregularidad suficiente (frente a otras alternativas como GTR2) para obtener valores reducidos del índice de Gini. En esta línea, la superficie donde se aplica GTR2 se mantiene relativamente constante entre ambas soluciones, ya que el valor de Gini se asegura desde el primer nivel de prioridad. Por otro lado, las selviculturas que más reducen su valor de una a otra solución son GS (que finalmente se aplica en algunos cantones especiales cuando no existen otras figuras de protección, tal y como se emplea en el Pinar de Valsaín) y la alternativa PN, que es reemplazada por otras como BAU1 y GTR1 para cumplir con los criterios productivos, sobre todo teniendo en cuenta que de la primera prioridad a la segunda prácticamente debe duplicarse el valor del VAN .

7. DISCUSIÓN

En el siguiente epígrafe se realiza una discusión de los resultados obtenidos en la presente Tesis Doctoral. En primer lugar, se comienza por una discusión acerca de los resultados obtenidos en la revisión de técnicas OR. A continuación, se realiza una discusión conjunta que integra los distintos modelos expuestos en los capítulos anteriores, y su comparación con los valores propuestos en la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación del Pinar de Valsaín. Por último, se analiza el posible impacto derivado de la declaración del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama en el caso de estudio.

Foto 7. *Pinar de Valsaín*. Marta Ezquerro (2017).

7.1. Revisión de técnicas OR

En este estudio, se ha demostrado que la integración de objetivos de conservación de la biodiversidad en la gestión forestal con la ayuda de herramientas provenientes de OR ha constituido un área de trabajo fructífera durante los últimos años. Sin embargo, al analizar los resultados obtenidos, se observa que, de forma general, ninguna técnica OR fue preferida para resolver este tipo de problemas. De hecho, como se observaba en la **Tabla 14**, ninguna de las técnicas se aplicó en más del 20% de los artículos analizados. Esta dispersión en el uso de diferentes técnicas puede indicar que se trata de un problema abierto en el que varios enfoques resultan totalmente compatibles. En concreto, en Rönnqvist et al., (2015) se pone de manifiesto esta conclusión, en un contexto donde se analizan tanto futuros desafíos como una serie de problemas abiertos relacionados con la gestión forestal. En concreto, algunos de estos problemas abiertos son teóricos y están relacionados principalmente con la aplicación de conceptos basados en la gestión forestal sostenible, la conservación de la biodiversidad, la vida silvestre y la creación de reservas principalmente.

Por tanto, como se desprende de los resultados anteriores (**Tabla 15**), la dualidad entre producción-conservación se ha tenido en cuenta en numerosos trabajos de los considerados en esta revisión, independientemente de los objetivos específicos de cada estudio analizado. En esta línea, la consideración de los objetivos que no presentan un precio de mercado, y que requieren un mayor conocimiento de otras disciplinas como por ejemplo la ecología, ofrece, desde una perspectiva económica, un desafío más significativo. Sin embargo, en la actualidad, se ha asumido la idea de que en la gestión forestal es necesario compatibilizar la producción de madera con la conservación de la biodiversidad (Baker et al., 2013). Este nuevo enfoque ha motivado el empleo de diferentes herramientas capaces de integrar ambos objetivos y conocer las interacciones entre los mismos (Biber et al., 2015). En esta línea, algunos autores han estimado el coste de aplicar ciertas medidas para favorecer la biodiversidad (Davis et al., 2001). Además, se han aplicado conceptos económicos para abordar este tipo de problemas como la Frontera de Posibilidades de Producción (*Production Possibility Frontier*, PPF) (Calkin et al., 2002; Nalle et al., 2004), o el análisis de la curva o Frontera de Pareto (Kennedy et al., 2008; Garcia-Gonzalo et al., 2013). En estos trabajos, se parte de la premisa de que la combinación de un objetivo de producción y un propósito de conservación que se encuentran en esta curva son, al menos, eficientes; es decir, que los objetivos de conservación pueden cumplirse buscando una estrategia con un coste menor (Lichtenstein y Montgomery,

2003). De forma análoga, la frontera de Pareto describe los límites de lo que es posible en términos de competencia, e ilustra el grado en que la mejora de un criterio particular requiere aceptar sacrificios en el logro de otros objetivos (*trade-offs*) (Borges et al., 2017).

Como se ha comentado a lo largo de esta Tesis Doctoral, dado que el concepto de biodiversidad es muy amplio, y difícil de acotar, en esta revisión se ha considerado este objetivo tanto cuando forma parte de diferentes funciones objetivo, como cuando se introduce mediante ciertas limitaciones en el aprovechamiento forestal o bien mediante el uso de indicadores de biodiversidad (Lundström et al., 2014; Diaz-Balteiro et al., 2017a). En esta línea, además de la gran variedad de formas en las que puede integrarse la biodiversidad en la gestión forestal, existe una batería de técnicas OR susceptibles de ser aplicadas según la naturaleza del problema. Respecto a esto último, se ha observado que podría existir cierta relación entre las técnicas más comúnmente empleadas según regiones o países. Así, en la **Tabla 30** se han seleccionado algunos resultados correspondientes a los siete países más representados en nuestra base de datos: Estados Unidos, Finlandia, Suecia, Canadá, Portugal, Australia y Alemania, que representan más del 78% de la batería de artículos seleccionados en la revisión de técnicas OR. Esta tabla muestra algunas diferencias entre países en relación con el empleo de técnicas mono-criterio o MCDM, la función objetivo considerada, las restricciones introducidas en cada caso de estudio, la escala de planificación utilizada (estratégica y/o táctica), así como los tratamientos selvícolas especificados en los modelos.

Tabla 30. Distribución geográfica de algunos aspectos considerados en el análisis.

	USA	FIN	SWE	CAN	PRT	AUS	DEU
Número de artículos	61	28	14	12	10	9	6
Técnica OR (%)							
Monocriterio	68,3	31,0	73,3	91,7	80,0	80,0	50,0
LP	9,8	3,6	21,4	0,0	11,1	12,5	16,7
ILP	14,8	10,7	7,1	0,0	11,1	37,5	0,0
SA	14,8	17,9	42,9	41,7	22,2	12,5	0,0
Multicriterio	31,8	69,0	26,7	8,3	20,0	20,0	50,0
AHP/ANP	4,9	25,0	7,1	0,0	0,0	0,0	0,0
MAUT	3,3	46,4	7,1	0,0	0,0	0,0	33,3
GDM	8,2	21,4	0,0	0,0	0,0	25,0	16,7
Función Objetivo (%)							
VAN	19,6	11,8	48,0	21,1	35,7	9,5	23,1
Biodiversidad	54,3	67,1	44,0	52,6	42,9	71,4	61,5
Restricciones (%)							
Madera muerta	0,0	13,0	8,1	3,0	0,0	0,0	14,3
Adyacencia	13,7	8,7	18,9	15,2	19,2	10,0	0,0
Conectividad	4,3	8,7	0,0	6,1	11,5	5,0	7,1
Escala temporal (%)							
Estratégica	65,6	71,4	42,9	33,3	60,0	66,7	83,3
Táctica ¹	34,4	28,6	57,1	66,7	40,0	33,3	16,7
Tratamientos selvícolas (%)							
GTR ²	29,3	29,6	35,3	37,5	30,0	28,6	16,7
Reservas ³	14,7	13,6	5,9	12,5	10,0	42,9	8,3
Cortas a hecho	22,7	25,0	29,4	6,3	40,0	14,3	16,7
Aclareo Sucesivo	2,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	16,7

¹ considera la planificación táctica y aquellos artículos que emplean ambas escalas.

² Green Tree Retention o zonas de bosque maduro

³ sin cortas

Fuente: Elaboración propia.

En relación a los resultados presentados, resulta interesante observar cómo algunas de las técnicas indicadas en la tabla (SA, AHP, MAUT) parecen estar claramente asociadas con ciertos países, mientras que en otros su aplicación es mucho menor. Además, al comparar estas cifras con Kaya et al. (2016), sus resultados también presentan analogías en cuanto a la distribución geográfica y la técnica OR utilizada (con 85 documentos analizados). Por otro lado, debe resaltarse el empleo de restricciones de conectividad o de adyacencia (**Tabla 15**, **Tabla 18** y **Tabla 30**) en la resolución de este tipo de problemas cuando se incluyen cuestiones de biodiversidad.

7.2. Evaluación de los modelos multicriterio desarrollados en esta Tesis Doctoral

En este apartado se procede a comentar los resultados obtenidos en los tres modelos planteados (inicial, con sistemas de retención y de idoneidad selvícola). En primer lugar, se hace referencia a los valores obtenidos en las matrices de pagos, para posteriormente evaluar la idoneidad de los modelos GP desarrollados en cada caso. Además, se analizan las interacciones realizadas con los DMs (en los modelos con sistemas de retención y de idoneidad selvícola) y la repercusión en la gestión derivada de la consideración de diferentes alternativas selvícolas.

A partir de la metodología empleada en la resolución de los tres modelos desarrollados, es posible analizar el grado de conflicto existente entre los objetivos considerados cada uno de ellos. De forma análoga en todos los modelos, tras el análisis de las matrices de pagos generadas, se observa un notable conflicto entre algunos de los criterios, (y entre escenarios para el Modelo inicial) como resultado de la optimización de cada uno de ellos. En síntesis, la creación de las matrices de pagos proporciona análisis muy atractivos desde el punto de vista de la gestión (Hernandez et al., 2014; Pereira et al., 2015) y justifica el desarrollo de los posteriores modelos multicriterio.

Comenzando por el Modelo inicial, los valores obtenidos en las matrices de pagos (**Tabla 19**, **Tabla 20** y **Tabla 21**) muestran cierta variabilidad en los criterios según el escenario considerado. Por esta razón, se puede afirmar que las soluciones derivadas de la optimización de uno de los criterios no resuelven el conflicto existente entre objetivos, y que ninguna de ellas resulta suficientemente atractiva. En concreto, del Escenario 1 (sin restricciones ambientales) al Escenario 3 (donde se considera la declaración del PN y la presencia de especies de buitre negro), el volumen de madera se reduce en torno a un 40%, el *VAN* sufre reducciones del 45%; mientras que el balance de carbono se incrementa un 10% entre ambos escenarios. Por otro lado, en los tres escenarios se consigue la igualdad de cortas en cada periodo ($desH=0$), mientras que los criterios de inventario final y de regulación obtienen mejores resultados (presentando una menor desviación del logro de sus metas) en el Escenario 3 respecto al Escenario 1. De esta forma, en la **Figura 15** se observan los valores de los 6 criterios normalizados a efectos de establecer estas comparaciones. En relación a la presentación de los resultados, conviene aclarar que para criterios del tipo “más mejor” como son el *VOL*, *VAN* y *C* valores cercanos a “1” representan una mayor proximidad a sus

puntos ideales; mientras que para *desH*, *desF* y *desA* valores próximos a “0” indicarían el cumplimiento de la igualdad de flujos de volumen en cada periodo, de inventario final y de regulación de clases de edad respectivamente.

VOL: Volumen de madera, *VAN*: Valor Actual Neto, *C*: balance de carbono, *desH*: desviación de la igualdad de flujos de volumen en cada periodo, *desF*: desviación de la meta de inventario final, *desA*: desviación de la meta de la regulación de clases de edad.

Figura 15. Variabilidad de los seis criterios considerados en el modelo inicial en los tres escenarios considerados. Fuente: Elaboración propia.

Por otro lado, en el Modelo con sistemas de retención, se mostraba el conflicto existente entre el criterio de superficie retenida respecto al cumplimiento de la idea monte normal, además de su repercusión en criterios como el volumen de madera o el *VAN* (Tabla 24). Por último, en la matriz de pagos generada en el Modelo de idoneidad selvícola (Tabla 28), el mayor conflicto se presenta entre los criterios que se han asumido como de la misma naturaleza, es decir, entre los criterios técnicos y entre los ambientales. Concretamente, entre el criterio de monte normal frente a la idoneidad selvícola y entre el balance de carbono frente al índice de Gini, debido principalmente al tipo de selvicultura elegida por el modelo en cada caso para optimizar el objetivo considerado.

Como se ha comentado anteriormente, el desarrollo de modelos de programación por metas proporciona soluciones más equilibradas, asegurando niveles intermedios de cumplimiento entre objetivos (Díaz-Balteiro y Romero, 2003; 2008). En concreto, analizando el Modelo WGP inicial (Tabla 22), se observa de forma general que reducciones del volumen

de madera del 20% conllevan soluciones intermedias con respecto al resto de los criterios y, además, se asegura el cumplimiento de las metas asociadas a la idea de monte normal (H , F , A). Hay que tener en cuenta que en la resolución de este modelo mediante la técnica LP, se obtenían soluciones no factibles y, sin embargo, se alcanza el target deseado mediante el empleo de técnicas multicriterio (WGP). Por otro lado, en las ordenaciones tradicionales normalmente no se persigue que los flujos de volumen en cada período sean exactamente iguales, sino que sean lo más cercanos a la posibilidad fijada de antemano (Díaz Balteiro y Prieto Rodríguez, 1999). El turno medio se mantiene constante en ambas metodologías (mono y multicriterio), presentando la misma tendencia entre escenarios (se alarga al introducir restricciones ambientales).

A la vista de la metodología empleada en este Modelo inicial, se observa en primer lugar, cómo la consideración de los distintos escenarios planteados permite evaluar las consecuencias derivadas de la incorporación de distintas medidas de conservación de acuerdo con la situación planteada. Sin embargo, hay que tener en cuenta que estas consideraciones se han introducido mediante la prohibición de cortar en aquellas zonas que se encuentren bajo una o bien las dos figuras de protección consideradas. En concreto, en vista de los resultados mostrados en la **Tabla 22**, se ha cuantificado la repercusión en unidades monetarias derivada de la declaración de Parque Nacional (reducciones de en torno al 40% del VAN en el Escenario 2 respecto al Escenario 1), así como los sacrificios de cortabilidad (reducciones del 35% del volumen en el Escenario 3 respecto al Escenario 1) producidos debido a la superficie incluida en el PN y a la presencia de nidos de buitre negro. De esta forma, incluso podría plantearse a largo plazo cómo influirá la evolución de las poblaciones de buitre negro o la incorporación de nuevos cantones al PN en las actuaciones programadas en el aprovechamiento forestal.

Por otro lado, en el Modelo con sistemas de retención, la conservación de la biodiversidad se ha integrado a través de un proxy como un área sin cortar vinculada a una herramienta basada en sistemas de retención variable, de forma similar a su empleo en Lencinas et al. (2018). De esta forma, se puede conocer la distribución espacial de estas superficies sin cortar a lo largo del horizonte de planificación, y su posible conflicto con otros criterios considerados en la planificación estratégica de este caso de estudio. Atendiendo a las tres soluciones presentadas en la resolución del modelo EGP (**Tabla 25**), para la solución más

equilibrada ($\lambda = 0$), se obtiene el valor máximo de superficie retenida (1.892 ha), aunque esta superficie no cumple con la condición de ser creciente en cada periodo ($NDRA$). Además, en esta solución no se alcanzan ninguno de los tres objetivos asociados con la idea de monte normal, aunque sus desviaciones en relación con los valores ideales propuestos no son muy relevantes. Por otro lado, para las soluciones ($\lambda = 0,5$, $\lambda = 1$) se alcanza el target propuesto para todos los criterios técnicos, asegurando un flujo de volumen casi uniforme en cada periodo (H), unas existencias (stock de madera) convenientes al final del horizonte de planificación (F) y la regulación de clases de edad definidas inicialmente (A). Como era de esperar, las diferencias más significativas entre las tres soluciones consideradas corresponden a la cantidad de superficie retenida de forma agregada, y, en concreto, estos valores disminuyen a partir de la solución más equilibrada a la más eficiente.

En este sentido, un aumento de la cantidad de superficie retenida podría, a priori, implicar una disminución tanto en los objetivos de volumen de madera o en el VAN ; sin embargo, esta consecuencia no se percibe tan claramente. En concreto, se observa que no por retener una mayor superficie, como se propone en una solución para $\lambda = 0$ (1.892 ha) se obtiene un valor proporcionalmente más reducido de estos criterios respecto a la solución intermedia ($\lambda = 0,5$); lo que significa que las compensaciones no son tan lineales como podría esperarse. En concreto, los objetivos más penalizados resultan los criterios relacionados con la idea de monte normal. Además, este mismo efecto (pero a la inversa) se produce para la solución obtenida cuando $\lambda = 0,5$, donde una reducción de la superficie retenida de 844 ha no se traduce en mejoras sustanciales de los criterios productivos, pero sí se cumplen las metas propuestas para los criterios técnicos y la superficie retenida resulta no decreciente en cada periodo. Sin embargo, en la literatura se citan algunos ejemplos en los que al aumentar el área retenida no se produce una reducción considerable en el VAN (Bravo y Diaz-Balteiro, 2004). No obstante, a diferencia de otros trabajos recientes (Augustynczyk et al., 2018b), en este modelo, no se propuso inicialmente calcular el coste de oportunidad derivado de la aplicación una selvicultura basada en sistemas de retención variable. Finalmente, de la misma manera que en otros estudios (Eyvindson et al., 2018b), se ha demostrado que las soluciones más cercanas al cumplimiento del criterio de igualdad de flujos de volumen implican disminuciones en otros criterios ambientales (como por ejemplo en la superficie retenida o el balance de carbono). Sin embargo, aunque la retención puede variar en cada caso analizado dependiendo de los servicios ecosistémicos considerados (Yoshida et al., 2017), este tipo de

estudios son de gran interés cuando se integran en un modelo de planificación estratégica. Por lo tanto, resulta útil introducir distintas alternativas selvícolas que resulten compatibles con la presencia de especies protegidas o a la declaración de una nueva figura de protección.

En el Modelo de idoneidad selvícola, se propone una batería de posibles tratamientos susceptibles de ser aplicados en el Pinar de Valsaín, teniendo en cuenta la relación entre la estructura de la masa y el tratamiento selvícola a emplear (Montes et al., 2005). En relación a este modelo, hay que tener en cuenta que la consideración de diferentes tratamientos orientados a favorecer diferentes servicios ecosistémicos se ha convertido en una práctica común en la gestión forestal durante los últimos años (Campos et al., 2017; Díaz et al., 2018). La idea de proponer una batería de posibles alternativas selvícolas, en sintonía con otros trabajos (Pardos et al., 2017), reside en compatibilizar el sistema de aprovechamiento actual con la incorporación de tratamientos orientados a favorecer distintas formas de masa, y la simulación de herramientas con fines de conservación, como es el caso del comentado GTR (Bauhus et al., 2009; Gustafsson et al., 2012), mediante la retención de diferentes porcentajes de arbolado tras las cortas finales. La finalidad de esta propuesta consiste en actualizar el esquema selvícola de acuerdo con la declaración del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama y la presencia de nidos de buitre negro existentes en la zona, mediante la incorporación de tratamientos que resultan más adecuados para estos fines.

Desde un punto de vista matemático, la formulación de un modelo LGP permite obtener una solución satisfaciente a partir de diferentes niveles de prioridad propuestos inicialmente. En concreto, en este modelo se establecieron dos niveles, coincidiendo con los establecidos en otros trabajos como Aldea et al (2014). La justificación de por qué ha sido seleccionado cada criterio dentro de cada prioridad, responde a que en este modelo se ha buscado priorizar los índices de sostenibilidad definidos (MN , IS y G), frente a los criterios más comúnmente utilizados en este tipo de modelos (Díaz-Balteiro y Romero, 1998; Romero et al., 1998). Sin embargo, aunque el concepto de monte normal ha ido perdiendo peso ante criterios orientados a fines de conservación como son la idoneidad de aplicar el tratamiento selvícola más adecuado en cada unidad de gestión o favorecer la creación de distintas formas de masa, se ha estimado conveniente mantenerlo en este primer nivel de prioridad. En el segundo nivel de prioridad se han incluido los criterios productivos y el balance de carbono. En concreto, en la solución obtenida, se alcanza el nivel de aspiración (target) propuesto para todos los criterios y se consigue que 3.750 ha (**Tabla 29**) sean aprovechadas de acuerdo con el tratamiento

selvícola que se ha considerado como más adecuado en relación con la naturaleza de la masa y las preferencias del DM2. Además, hay que tener en cuenta que el valor de los criterios considerados en este modelo está directamente influenciado por el tratamiento selvícola empleado, y que para dichos tratamientos (a excepción de PN y NOM), se han establecido unas restricciones de superficie mínima de corta necesaria para su aplicación. Por ejemplo, valores máximos de los criterios productivos se obtienen al seleccionar la alternativa BAU1, mientras que emplear tratamientos como GTR2 asegura una estructura lo más irregular posible (valores de Gini próximos a cero) y NOM proporciona el mayor balance de carbono, pero en conflicto con el índice anterior (generando masas maduras, pero regulares al final del horizonte de planificación).

Comentando ahora aspectos relativos a la integración de preferencias de los stakeholders, puede establecerse una comparación entre las opiniones expresadas por el DM1 según la importancia asignada a cada uno de los criterios en los modelos 2 y 3 (recordemos que en el Modelo 1 no se consideraron pesos preferenciales). Sin embargo, para poder establecer tal comparación, hay que tener en cuenta que en el Modelo 2 la suma de pesos de los criterios correspondía a la unidad y que en ese caso se habían considerado también preferencias entre grupos de criterios (ambiental, técnico y productivo); mientras que en el Modelo 3, la suma de los pesos preferenciales asociados a cada criterio constituyen la unidad pero en cada nivel de prioridad. Así, una vez homogeneizados los valores para establecer esta comparación y atendiendo en primer lugar a los criterios productivos, se observa cómo el *VAN* adquiere una mayor importancia en el Modelo de idoneidad selvícola frente a la obtenida en el Modelo con sistemas de retención. Por otro lado, la idea de monte normal pierde importancia ante criterios como la idoneidad selvícola (que resulta el criterio más importante de carácter técnico) o el índice de Gini para el cálculo de la posible tendencia a la irregularidad de la masa. Por último, en relación con los criterios ambientales, se observa que en ambos modelos tienen una gran importancia y así ha sido reflejada por el gestor en ambos casos. No obstante, conviene recordar el hecho de que la superficie retenida (*RA*) y el balance de carbono (*C*) estaban directamente relacionados.

Respecto a la interacción con el DM2 en el Modelo de idoneidad selvícola, y tras analizar los resultados obtenidos, podría plantearse la opción de eliminar la alternativa BAU2 del modelo. La idea inicial que justificaba incluir esta alternativa era la de introducir un tratamiento más intensivo en relación a BAU1. Sin embargo, al no considerarse otros

objetivos, como podría ser por ejemplo el destino de la madera hacia productos con un precio unitario mayor, que fomentaran el uso de este tratamiento, en este modelo selvícola no resulta una alternativa muy atractiva, y más aun teniendo en cuenta los objetivos considerados, y su orientación a la conservación de la biodiversidad. Por otro lado, cabe mencionar que en la solución mostrada anteriormente (**Tabla 29**) no se ha obligado al modelo a que no se efectúen cortas en la superficie que ha quedado incluida en el PN (como ocurría en el Modelo inicial para los escenarios 2 y 3). En concreto, se le ha permitido seleccionar la mejor alternativa (entre las 2 propuestas para este caso: PN, NOM) para cumplir con los objetivos planteados. Sin embargo, podría generarse otro escenario en el que se introdujera esta última consideración.

De forma general, se puede afirmar que en el desarrollo de estos tres modelos el intervalo definido para el turno constituye un factor clave de la gestión de la masa forestal, al incluir la posibilidad de alargar este valor según criterios relacionados con la conservación de la biodiversidad. En concreto, algunos autores han recurrido a esta herramienta cuando se incluyen en la planificación forestal objetivos de conservación (Zobel et al., 2015; Roberge et al., 2018). Sin embargo, dicho aumento depende en gran medida de los datos disponibles y de la especie principal de la masa existente en cada caso particular. En concreto, para el pino silvestre en la Sierra de Guadarrama no se ha considerado un turno superior a 180 años debido principalmente a dos razones, por un lado, se incrementaría notablemente el riesgo de chamosidad (según DM2) y por otro, debido a la falta de modelos de producción fiables.

Por otro lado, desde el Modelo inicial al Modelo de idoneidad selvícola se han introducido cambios sustanciales respecto a las alternativas selvícolas definidas en cada uno de ellos. En concreto, recordemos que en el primer modelo se consideraba simplemente la opción de cortar o no cortar, limitando la superficie disponible para el aprovechamiento mediante la creación de tres escenarios, mientras que en el segundo modelo se introduce la alternativa de retención variable (VR), hasta proponer una batería de posibles alternativas (7) en el Modelo de idoneidad selvícola. De esta forma, se puede analizar cómo se ha ido reduciendo la superficie sin gestión (NOM) debido a la incorporación de alternativas más favorables a la conservación de la biodiversidad. Es decir, con la consideración de nuevos tratamientos que permitan compatibilizar el aprovechamiento forestal con las dos figuras de protección comentadas (PN y buitre negro), es posible aplicar en esas unidades de gestión una selvicultura menos intensiva, en lugar de tener que recurrir a no intervenir la masa (NOM).

En la **Figura 16** se muestra la evolución de la cantidad de superficie sin gestión frente a la superficie aprovechada (cuya suma proporciona la superficie total del monte), teniendo en cuenta que ésta última responde a la aplicación de las diferentes selviculturas que hayan sido definidas en cada modelo.

Figura 16. Comparación de superficies aprovechadas y sin intervención (NOM) entre los tres modelos desarrollados. Fuente: Elaboración propia.

A la vista de los resultados obtenidos, se puede afirmar que cada vez es más frecuente el empleo de modelos multicriterio para solventar el conflicto existente entre objetivos, premisa que ha sido contrastada en trabajos relacionados con la aplicación de técnicas de investigación operativa (Rönnqvist et al., 2015). Por otro lado, el desarrollo de este tipo de modelos permite conocer el coste de oportunidad de no cortar una determinada zona del monte, o bien, adoptar una alternativa selvícola orientada a la conservación de la biodiversidad, lo que constituye un aspecto esencial en esta toma de decisiones (Mori et al., 2017b). Además, este tipo de modelos permite a los centros decisores entender las consecuencias derivadas de elegir una u otra solución, o las repercusiones de otorgar una mayor importancia a un criterio particular (Lundström et al., 2018). De hecho, conviene recordar que las soluciones aquí propuestas como resultado de la aplicación de estos modelos (con sistemas de retención y de idoneidad selvícola) están directamente influenciadas por las preferencias de diferentes centros decisores.

Por último, con relación a este último modelo desarrollado (por presentar una mayor complejidad respecto a los modelos 1 y 2), se ha creído conveniente realizar un análisis de sensibilidad respecto a la solución obtenida. Este tipo de análisis se han realizado frecuentemente en trabajos de índole forestal (Díaz-Balteiro y Romero, 2003; Aldea et al.,

2012), si bien es cierto que la mayoría de ellos cuantifican la variación de aspectos de naturaleza económica, como la variación de la tasa de descuento o el precio de la madera (Ovando et al., 2017). Sin embargo, para este modelo se propone analizar la influencia de las opiniones expresadas por el DM1 (responsable de la ponderación de los criterios en los modelos 2 y 3) en la solución obtenida. Para realizar este análisis, siguiendo la metodología propuesta en Diaz-Balteiro et al. (2017a), se procede a resolver de nuevo el modelo considerando en este caso la igualdad de pesos preferenciales (sin considerar las opiniones expresadas por el DM1), con la idea de compararla con la solución obtenida en el Modelo de idoneidad selvícola (**Tabla 29**). Así, en la **Tabla 31** se muestran los valores obtenidos en los dos escenarios planteados (sin y con pesos preferenciales).

Tabla 31. Análisis de sensibilidad respecto a las preferencias expresadas por el DM1 para el Modelo de idoneidad selvícola.

Criterios	Sin pesos preferenciales	Con pesos preferenciales
VOL	3.158.006	3.119.937
NPV	42.968.792	42.968.792
desMN	0,56	0,56
IS	3.750	3.750
C	5.482.396	5.604.985
G	0,67	0,67
AGR	411	411
<i>Turno</i>	137	136

VOL: Volumen de madera (m^3), **VAN:** Valor Actual Neto (€), **desMN:** Desviación de la función conjunta de Monte Normal (considera la igualdad de flujos de volumen en cada periodo (m^3), asegurar unas existencias mínimas de inventario final (m^3) y la regulación de clases de edad (ha), **IS:** Idoneidad selvícola (ha), **C:** Balance de carbono (tC), **G:** Índice de GINI, **AGR:** Área de Gestión Restringida (ha), *Turno:* (años).

Fuente: Elaboración propia.

Como se observa en la tabla anterior, y a pesar de que no existen grandes diferencias entre ambas soluciones, conviene comentar algunas cuestiones. El volumen de madera se reduce en la segunda solución (un 2% menor), mientras que se asegura un valor de *VAN* coincidente con su target en ambos casos, teniendo en cuenta que la importancia asociada al volumen era de 0,067, mientras que la del *VAN* ascendía a 0,467. Por otro lado, cabe resaltar que para la solución ponderada se consigue la igualdad de flujos de volumen en cada periodo frente a la solución sin pesos, aunque se incrementa la desviación de la superficie regulada, con lo que el valor asociado a la función de *MN* permanece constante. En concreto, se observa cómo los criterios establecidos en el primer nivel de prioridad mantienen su valor

independientemente de que se considere la interacción con DM1. Por tanto, tan solo los criterios considerados en la segunda prioridad presentan una pequeña variación, a excepción del *VAN* como se ha comentado anteriormente. De esta forma, el volumen de madera se reduce un 2% y el *C* se incrementa un 3% como consecuencia de esta disminución de las emisiones de carbono y una mayor superficie sin intervención (NOM). Sin embargo, las mayores diferencias se presentan respecto a la superficie destinada a aplicar cada selvicultura en la obtención de los valores alcanzados por los criterios. Así, en la **Figura 17** se muestra la superficie ocupada por cada selvicultura en la resolución del modelo LGP sin considerar pesos preferenciales frente al modelo presentado en este documento que sí los considera.

Figura 17. Comparación de la superficie ocupada por cada selvicultura en el Modelo de idoneidad selvícola sin y con las preferencias expresadas por el DM1. Fuente: Elaboración propia.

Sin embargo, como ya se adelantaba al principio de este análisis según los valores reflejados en la **Tabla 31**, los valores obtenidos por los criterios no muestran diferencias significativas tras resolver ambos modelos (sin o con pesos) y el motivo de esta falta de variación significativa podría deberse a las propias características del modelo lexicográfico al establecerse niveles de prioridad. Por esta razón, podría resultar interesante comprobar cuál es la influencia que tendría en la solución el emplear una u otra variante de GP. El motivo de este análisis reside en que la función de logro es un elemento clave de un modelo de GP, ya que cada una de ellas se apoya en una estructura muy precisa de las preferencias de los centros decisores (Romero, 2004).

En esta línea, y siguiendo a Diaz-Balteiro et al. (2013), en muchas de las aplicaciones de GP publicadas en la literatura forestal, las variantes de esta técnica (y sus respectivas funciones de logro) se eligen sin justificar las razones de su elección. Entre las variantes de GP, según indican estos autores, la programación de metas ponderadas (WGP) es la variante de GP más utilizada en la gestión forestal, mientras que LGP es la segunda variante más utilizada, aunque también hay estudios que utilizan más de una variante de GP. Con todo ello, a pesar de que, a diferencia de otros trabajos, no se ha preguntado a los stakeholders para conocer cuál sería la variante de GP que mejor se adapta a sus preferencias (Diaz-Balteiro et al., 2016), se ha estimado oportuno incluir esta comparación en el análisis.

Profundizando en estas cuestiones metodológicas, una de las ventajas de esta técnica multicriterio, es que se pueden utilizar diferentes estructuras para minimizar la función de logro, y cada una de ellas conduciría a una variante de GP diferente. De forma general, un modelo WGP (Modelo 1) implica la maximización de una función de utilidad separable para los objetivos considerados (Buongiorno y Gilles, 2003) y la solución obtenida proporciona el máximo logro agregado (promedio) entre los diferentes objetivos. Sin embargo, la solución obtenida puede estar sesgada en contra del logro de una meta particular (Romero, 2001).

En relación a la técnica empleada en la resolución del Modelo con sistemas de retención (EGP), se trata de una combinación de la anterior (WGP) y de la llamada Minimax o Chebyshev (MGP). En MGP, se minimiza la desviación del objetivo más desplazado con respecto a su objetivo, por lo que esta variante busca soluciones para las cuales se maximiza el equilibrio entre el logro de los diferentes objetivos, minimizando la máxima desviación D (Ignizio y Romero, 2003). Por lo tanto, este enfoque resultaría muy adecuado cuando se persigue un equilibrio entre los niveles de satisfacción de los objetivos. Sin embargo, la combinación de ambas técnicas (EGP para $\lambda=0,5$) implica la búsqueda de ambos conceptos de "promedio" y "equilibrio" (Romero, 2001), donde para $\lambda=1$ se obtiene la función de logro WGP, y para $\lambda=0$ se obtiene la función de logro MGP. Además, esta técnica EGP que incorpora las dos anteriores proporcionando soluciones intermedias ha sido empleada en varios trabajos (Nordström et al., 2009; Ezquerro et al., 2019).

Por último, recordemos que la función de logro de un modelo de LGP implica un vector ordenado cuya dimensión es igual a un número v de niveles de prioridad. En esta variante, la

función de logro implica una estructura de preferencias no compensatoria, es decir, no habría compensaciones finitas entre los objetivos colocados en diferentes niveles de prioridad (Debreu en Diaz-Balteiro et al., 2013). Además, en Gómez et al. (2006) se resalta la idoneidad de esta metodología cuando se introducen objetivos con diferentes estructuras matemáticas; en nuestro caso concreto, los índices agregados que han sido considerados en la primera prioridad, frente a los criterios productivos (*VOL*, *VAN*) y el balance de carbono situados en la segunda prioridad. Por otro lado, sería recomendable recurrir a este tipo de enfoque en situaciones cuando se tiene en mente un orden predefinido de los objetivos (Romero, 1991).

En base a lo anterior, se procede a resolver este tercer Modelo de idoneidad selvícola mediante las otras dos variantes presentadas en este documento utilizadas en la resolución de los Modelos 1 y 2. A continuación, se comparan los valores obtenidos mediante la técnica WGP (a igualdad de pesos preferenciales como en el Modelo inicial), la técnica EGP (para la solución $\lambda=0,5$ coincidente con la elegida en el Modelo con sistemas de retención) y la técnica LGP utilizada en este modelo. Sin embargo, conviene insistir en la idoneidad de la variante lexicográfica para la resolución de este modelo, ya que en este caso concreto se buscaba establecer el cumplimiento de las metas asociadas a los índices desarrollados en el primer nivel de prioridad. A continuación, en la **Tabla 32** se muestran los resultados obtenidos tras la resolución del Modelo de idoneidad selvícola mediante el empleo de estas tres variantes de la técnica de programación por metas (WGP, EGP, LGP).

Tabla 32. Comparación de resultados obtenidos en el Modelo de idoneidad selvícola mediante las técnicas WGP, EGP y LGP.

Criterios	WGP	EGP ($\lambda=0,5$)	LGP
VOL	3.141.311	3.203.551	3.119.937
VAN	42.989.252	43.175.341	42.968.792
desMN	0,58	0,74	0,56
IS	3.750	3.750	3.750
C	5.589.843	5.562.078	5.604.985
G	0,66	0,65	0,67
AGR	411	411	411
<i>Turno</i>	<i>137</i>	<i>135</i>	<i>136</i>

VOL: Volumen de madera (m^3), **VAN:** Valor Actual Neto (€), **desMN:** Desviación de la función conjunta de Monte Normal (considera la igualdad de flujos de volumen en cada periodo (m^3), asegurar unas existencias mínimas de inventario final (m^3) y la regulación de clases de edad (ha), **IS:** Idoneidad selvícola (ha), **C:** Balance de carbono (tC), **G:** Índice de GINI, **AGR:** Área de Gestión Restringida (ha), *Turno:* (años).

Fuente: Elaboración propia.

Atendiendo en primer lugar a los valores de los criterios productivos obtenidos en las tres soluciones, se observan pequeñas variaciones en el volumen de madera aprovechado al final del horizonte de planificación, presentando la cifra más alta en la solución proporcionada por la técnica EGP (en WGP disminuye un 2% y en LGP un 3%), presentando una tendencia similar para el *VAN*. Respecto a los criterios técnicos, la condición de *MN* se alcanza en mayor grado (recordemos que se trata de un criterio del tipo “cuanto menos mejor” y por tanto, valores próximos a cero indican un mayor cumplimiento de este criterio) en el modelo LGP (donde además se cumple la igualdad estricta de flujos de volumen en cada periodo), mientras que para EGP se obtiene la mayor desviación respecto al cumplimiento de este criterio. Por otro lado, el objetivo *IS* alcanza el nivel de aspiración propuesto en las tres soluciones presentadas. Por último, los criterios ambientales presentan variaciones mínimas entre soluciones. En concreto, el balance de carbono presenta su mayor valor en la resolución LGP, si bien es cierto que existe muy poca variación entre soluciones (en torno a un 1%) y el índice de Gini alcanza su menor valor en EGP, aunque no lo suficiente respecto al resto de técnicas como para afirmar que la masa resultante presentaría un mayor grado de irregularidad. Finalmente, como ocurría en el anterior análisis de sensibilidad realizado (Tabla 31), las mayores diferencias se producen a nivel selvícola. A continuación, en la **Figura 18** se muestra la superficie en la que se ha aplicado cada una de las siete selviculturas definidas en este último modelo en su resolución mediante las tres variantes de GP comentadas.

Figura 18. Comparación de la superficie ocupada por cada selvicultura en el Modelo de idoneidad selvícola en su resolución mediante las técnicas WGP, EGP y LGP respectivamente. Fuente: Elaboración propia.

Como se observa en la gráfica, BAU1 ocupa una mayor superficie en la técnica LGP respecto a las otras dos variantes (con más de 300 ha respecto a EGP), mientras que BAU2 resulta más representada cuando se recurre a la técnica EGP. Respecto al tratamiento de entresaca por bosquetes, GS presenta valores similares para WGP y LGP, mientras que en la solución obtenida para EGP se deduce que en una mayor superficie que estaría destinada al fomento de masas mixtas se está aplicando otra selvicultura (si bien es cierto que aquí no se ha introducido ninguna restricción al respecto).

De forma general, la alternativa GTR1 es ampliamente utilizada en la solución proporcionada por las tres técnicas, con valores similares para WGP y EGP, mientras que para LGP reduce su empleo en 100 ha. Sin embargo, GTR2 se encuentra menos representada en relación a la anterior pero destaca su empleo en la solución proporcionada por EGP con 1.039 ha aprovechadas bajo este tratamiento. Por otro lado, la alternativa PN va reduciendo su valor desde la solución obtenida en WGP hasta LGP, con un valor de 924 ha (en cualquier caso, ninguna de las soluciones alcanza el valor de la superficie incluida en el PN, aunque tampoco se había introducido una restricción rígida al respecto). Esta situación también se produce para la alternativa GS, donde la superficie seleccionada para aplicar este tipo de tratamiento es menor que la ocupada por los cantones especiales (286,47 ha), ya que como en el caso anterior, éste no era el objetivo de este análisis.

Por último, la alternativa que presenta una mayor variabilidad es NOM, seleccionada en 19 ha en la primera solución, sin representación en la segunda (EGP) y alcanzando su mayor valor en la tercera solución (LGP) de 484 ha. Sin embargo, este efecto puede deberse a que para la superficie incluida en el PN resultaban preferidos dos tratamientos (PN y NOM) según la interacción con el DM2 y que por tanto, en la tercera solución se haya repartido la selvicultura idónea en esas zonas declaradas como PN como la suma de estas dos alternativas.

7.3. Comparación de los resultados obtenidos en los modelos desarrollados con los propuestos en la 7ª Revisión del Pinar de Valsaín

En este epígrafe se realiza una comparación de los resultados obtenidos en los tres modelos desarrollados frente a los valores reflejados en la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación. En primer lugar, de entre los tres modelos multicriterio planteados, conviene comentar que el último de ellos presentaría a priori una mayor afinidad con la gestión que se realiza actualmente en Valsaín. Esta afirmación se justifica por la incorporación de alternativas como GS (empleada en el Pinar en los denominados “cantones especiales” fomentando la creación de masas mixtas) o BAU1 (coincidente con el sistema de cortas empleado en Valsaín en cuarteles productores). Sin embargo, como también se han incorporado alternativas menos intensivas (GTR1 y GTR2) y un tratamiento orientado a las superficies que han quedado incluidas en el PN (PN), y teniendo en cuenta que todos ellos son susceptibles de ser elegidos por el modelo, estas similitudes disminuyen.

Una vez comentado lo anterior, se pretende cotejar de alguna manera los valores aquí obtenidos para los distintos objetivos con los datos reflejados en la vigente revisión del monte. Es necesario aclarar que la comparación, en muchas ocasiones, presenta dificultades debido a la distinta naturaleza de ambas metodologías. En primer lugar, tal y como ocurre en otros trabajos (Díaz-Balteiro y Prieto, 1999) el horizonte temporal de cada revisión (10 años) es diferente del que se ha considerado en estos modelos (100 años). Otro inconveniente a tener en cuenta es la falta del cálculo de objetivos como el *VAN* que impide una homologación inmediata entre ambos procedimientos, pero se ha creído conveniente recurrir a una aproximación.

Atendiendo en primer lugar al volumen de madera, y a efectos de poder establecer posteriormente una comparación entre los valores obtenidos, en la **Tabla 33** se muestra el resumen de cortas de regeneración en los tramos móviles por cuartel según la información disponible en la 7ª Revisión. Para cada cuartel se indica la sección a la que pertenece (1-3) y la letra correspondiente (A-E).

Tabla 33. Superficie y cortas de regeneración adoptadas en la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación del Pinar de Valsaín.

Cuartel	Superficie (ha)	Superficie en cortas de regeneración (ha)	Posibilidad de regeneración adoptada (m³/año)
1ª A	357,07	224,88	3.800
1ª B	414,06	279,19	4.600
1ª C	297,31	145,62	2.050
1ª D	303,15	190,65	3.100
1ª E	190,63	130,41	1.975
2ª A	312,17	215,01	3.425
2ª B	252,19	161,79	2.450
3ª A	221,93	89,79	1.125
3ª B	236,21	101,18	2.000
TOTAL	2.584,72	1.538,52	24.525

Fuente: 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación del Pinar de Valsaín (Cabrera, 2010).

Con relación a los valores indicados en la tabla anterior, y tomando como referencia la posibilidad anual de regeneración de 24.525 m³/año, en la **Figura 19** se compara el valor adoptado en la 7ª Revisión para el monte, con los resultados presentados en los modelos anteriores. Es preciso recordar que en los modelos de planificación aquí desarrollados sólo se ha tenido en cuenta la ejecución de las cortas definidas para cada tratamiento (no considerando tratamientos intermedios como claras o cortas de mejora, etc.). Por esta razón, dentro de la 7ª Revisión, se ha tomado como posibilidad para efectuar la comparación la referida únicamente a estas cortas de regeneración. Para establecer esta comparación se han tomado las soluciones de los tres modelos comentados (en el caso del Modelo inicial para los tres escenarios) en la resolución de los modelos de GP en sus tres variantes. Por último, hay que tener en cuenta que los valores de posibilidad presentados hacen referencia al primer periodo (10 años).

Figura 19. Comparación de la posibilidad de regeneración por periodo entre los modelos multicriterio desarrollados y la propuesta en la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación. Fuente: Elaboración propia.

De forma general, se observa cómo los valores de posibilidad obtenidos en los modelos multicriterio son superiores al valor propuesto en la 7ª Revisión, con variaciones entre modelos. Como se observa en la **Figura 19**, los valores más próximos al valor de referencia se obtienen en el Modelo con sistemas de retención en la resolución del modelo EGP (un 2% mayor), seguido del Escenario 3 del Modelo inicial para el modelo WGP (un 6% superior). Por otro lado, en la resolución del Modelo inicial para el Escenario 1, se obtiene una posibilidad mayor (casi un 55% mayor respecto a la indicada en la 7ª Revisión), como consecuencia de que en este escenario no se introdujeron restricciones ambientales, por lo que podría cortarse la totalidad de la superficie del monte. Sin embargo, en términos generales, el modelo que más se ajustaría con los valores propuestos en la 7ª Revisión sería el Modelo inicial en el Escenario 3, ya que en este caso se limita la superficie disponible para el aprovechamiento a 4.135 ha, mientras que en el resto de los modelos se permite cortar una mayor superficie y este hecho contribuye a que se produzca un mejor ajuste del valor de posibilidad propuesto. Por otro lado, hay que tener en cuenta que el valor indicado en la revisión vigente (redactada en 2010) no contempla la declaración del PN de la Sierra de Guadarrama, con lo que se espera que este valor sea inferior en la próxima revisión. Por último, en el Anexo E. **Calendario de cortas correspondiente al primer periodo según la 7ª Revisión y los modelos desarrollados en esta Tesis**, se indican los cantones que han sido seleccionados en la obtención de los valores de posibilidad propuestos anteriormente.

En relación con el *VAN*, hay que tener presente que se ha recurrido a una aproximación para su cálculo debido a diferentes razones. Por un lado, no existe una constancia clara del año en que se efectúa cada ingreso y cada gasto, ya que en varias anualidades las cortas ejecutadas han sido inferiores a las propuestas, lo que dificulta la predicción acerca del volumen que se cortará en el primer período. Por otro lado, es necesario resaltar la dificultad para estimar el precio medio de la madera aprovechada cada año. Como consecuencia de lo anterior, se ha tomado como referencia para la 7ª Revisión (Cabrera, 2010), el valor obtenido mediante la diferencia entre los ingresos recibidos por la venta de la madera durante el Plan Especial y los costes asociados al aprovechamiento durante este periodo. En concreto, se han considerado los costes indicados en el Plan de mejoras selvícolas en tramos en regeneración, el Plan de mejoras selvícolas fuera de regeneración (ya que en los modelos propuestos también se interviene en las zonas no incluidas en el tramo móvil) y el Plan de conservación de infraestructuras, proporcionando un valor de 4.491.424 €, tal y como se indica en la **Tabla 34**. Llegados a este punto es preciso insistir en que en este cálculo no está contemplado el descenso de las cortas motivado por la declaración del PN. Sin embargo, los informes anuales que recogen las cortas realizadas en el caso de estudio contemplan, en varios años, cortas anuales sensiblemente menores de las previstas en la 7ª Revisión.

Tabla 34. Valores actualizados de ingresos y gastos reflejados en la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación del Pinar de Valsaín.

Concepto	7ª Revisión
Venta de la madera	6.792.540
Plan de mejoras selvícolas en tramos en regeneración	140.250
Plan de mejoras selvícolas fuera de regeneración	1.670.187
Plan de conservación de infraestructuras	490.679
Balance	4.491.424

NOTA: Valores llevados al año 2015 en base a la tasa de variación del IPC (<http://www.ine.es/calcula/>).

Fuente: Elaboración propia. Valores obtenidos de la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación del Pinar de Valsaín (Cabrera, 2010).

A continuación, en la **Figura 20**, se muestra gráficamente el valor del *VAN* obtenido en la 7ª Revisión (indicado en la tabla anterior), frente a los valores obtenidos en la resolución de los tres modelos multicriterio comentados en este documento. En relación a los resultados obtenidos, hay que tener en cuenta que algunas soluciones presentan valores inferiores a los propuestos en la 7ª Revisión (valor de referencia), como consecuencia de algunas restricciones introducidas que limitan la superficie que podría aprovecharse (Modelo 1 para

los Escenarios 2 y 3) o la caracterización de alternativas selvícolas como VR (Modelo 2), que implican que cierta cantidad de superficie se encuentre retenida (*RA*).

Figura 20. Comparación de los valores de *VAN* obtenidos en los modelos multicriterio desarrollados con el propuesto en la 7ª Revisión. Fuente: Elaboración propia.

A continuación, si comparamos el valor propuesto en la 7ª Revisión con el obtenido en los modelos multicriterio desarrollados se observa que para el Modelo inicial (**Tabla 22**) en el Escenario 1 el *VAN* decrece un 15%, en el Escenario 2 un 52% (si bien es cierto que este escenario contempla la declaración del PN y esto no ocurre en el balance de la 7ª Revisión) y en el Escenario 3 decrece un 55% (un 3% menor que en el Escenario anterior al considerar el AGR alrededor de los nidos de buitre negro). Por otro lado, en cuanto al Modelo con sistemas de retención (y para la solución elegida $\lambda = 0,5$ reflejada en la **Tabla 25**), el valor del *VAN* se reduce un 54% al introducirse la alternativa *VR*. Por último, en el Modelo de idoneidad selvícola se obtiene un valor bastante próximo (solo un 5 % menor según la información reflejada en la **Tabla 29**), influenciado en este caso por la importancia asignada por el DM1 a este criterio en este último modelo.

Por último, y debido a que en la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación no figuran los valores de balance de carbono obtenidos, se ha tomado como referencia el informe de Montero et al. (2004) para analizar los valores propuestos en este trabajo con los obtenidos en los modelos desarrollados en esta Tesis Doctoral. En este trabajo de referencia, se establece que el Pinar de Valsaín, como consecuencia de su crecimiento, fija anualmente 70.872 t de CO₂ y que se extraen cada año en torno a 35.898 t de CO₂ debido a los aprovechamientos de

madera de pino silvestre (no se extrae rebollo). Por tanto, la fijación neta anual de CO₂ es la diferencia entre el CO₂ acumulado cada año debido al crecimiento de esta especie y el CO₂ extraído debido a los aprovechamientos del monte, obteniendo un valor aproximado de 34.974 tC. En concreto, los valores obtenidos oscilan entre 42.800 tC (en el Modelo con sistemas de retención) y 56.049 tC (en el Modelo de idoneidad selvícola). Sin embargo, hay que tener en cuenta que en el cálculo de este valor influyen (además del carbono capturado por el crecimiento de la masa forestal) notablemente las cortas realizadas (emisiones de carbono), por lo que en esta comparación este hecho debe tenerse en cuenta. Además, como se comentaba en la comparación de los valores de posibilidad, en Valsaín se está cortando durante los últimos años un valor muy inferior al de la posibilidad de regeneración propuesta, por lo que las emisiones de carbono resultarían muy inferiores a las propuestas en el trabajo de Montero et al. (2004), y por tanto, se obtendrían valores más próximos a los aquí comentados. Por último, esta metodología de cálculo permite hacer una estimación de cuál será la evolución del balance de carbono según futuros valores de posibilidad que sean adoptados en este monte.

7.4. Impacto derivado de la declaración del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama

A pesar de haberse integrado a lo largo de esta Tesis Doctoral sucesivos comentarios relativos a las consecuencias derivadas de la declaración del PN, se ha considerado relevante incorporar este apartado para incluir una serie de reflexiones al respecto. De forma general, esta figura de protección va a suponer una serie de cambios respecto al tipo de silvicultura a emplear en estas superficies, modificaciones en el aprovechamiento forestal (reducciones en la posibilidad de regeneración) y posibles beneficios relativos a diferentes servicios ecosistémicos, como la conservación de la biodiversidad, a consecuencia de su declaración.

Respecto a la silvicultura a emplear en las zonas declaradas como PN, en el Informe de adaptación selvícola a los objetivos del PN (Cabrera, 2014) se establecen ya una serie de pautas a aplicar en los cuarteles que han quedado incluidos en esta figura, correspondientes a Vedado (1ªA), Botillo (1ªB), Vaquerizas Bajas (1ªC) y Vaquerizas Altas (1ªD), la parte baja de los cuarteles de Siete Picos (2ªB), Aldeanueva (3ªA) y Revenga (3ªB), del Pinar de Valsaín. En estas superficies, la silvicultura a aplicar debe orientarse a asegurar una adecuada

regeneración de la masa y a la presencia de masas maduras (como las existentes en Siete Picos, la parte de protección de Aldeanueva (cantones 187, 191, 192, 196, 220, 221, 223 y 524) y la cabecera del cuartel Revenga), fomentando la evolución natural de la masa. En estas zonas, se propone alargar los turnos o edades de madurez por encima de los 140 años, incrementando los periodos de regeneración y alargando la frecuencia de las intervenciones (que hasta ahora se establecían cada 10 años). Además, se propone no ejecutar cortas finales, dejando una densidad de árboles padre en pie superior a los 60 árboles por hectárea, tanto en golpes o pequeños bosquetes, como en pies aislados (asimilable al empleo de sistemas de retención, de forma agregada y/o dispersa), preferentemente de entre los mejor conformados y de mayores dimensiones. Por último, se propone reducir las superficies de intervención continuas a no más de 10 hectáreas, y respetar zonas sin cortar en los cantones aprovechados, de al menos un 5% de la superficie, preferentemente continuas (como zonas de reserva). Posteriormente, la idea consiste en dejar estas superficies a su evolución natural mediante cortas por huroneo como las que se aplican en la actualidad en el cuartel de Protección.

Como se ha observado en este documento, las pautas definidas por Cabrera (2014) se han ido integrando a través de las alternativas selvícolas introducidas en los distintos modelos presentados, incrementando el nivel de detalle desde el modelo inicial hasta el modelo de idoneidad selvícola. Así, en el Modelo inicial, se establecía para el Escenario 2 la prohibición de realizar cortas en la zona declarada como PN (si bien es cierto que las alternativas selvícolas definidas consistían en cortar o no cortar), promoviendo en estas zonas que la masa siguiera su dinámica natural (alternativa NOM). Ya en el Modelo con sistemas de retención, se incorpora la herramienta VR, como alternativa orientada a la conservación, aunque en la resolución de este modelo no se alcanza el valor de la superficie total que ha quedado incluida en el PN. En concreto, en lugar de obligar a que en esta superficie se aplicara esta alternativa, en una interacción con el gestor del monte (DM1), éste propuso que la superficie retenida no podía superar la mitad de la superficie total del Pinar, coincidente con la restricción introducida en el modelo. En esta línea, se produce el mismo efecto en el Modelo de idoneidad selvícola, donde la superficie asociada a la alternativa PN (924 ha), es inferior a la declarada como PN en Valsaín. Sin embargo, conviene recordar que en este tercer modelo dentro del PN podría aplicarse PN o NOM de acuerdo con la interacción realizada con el DM2, con lo que la superficie en que se aplicarían ambas selviculturas sería de 1.408 ha. Sin embargo, continuaría sin alcanzarse la cifra propuesta para la superficie incluida en el PN (2.661 ha).

Por esta razón, se ha realizado un pequeño análisis de sensibilidad sobre cómo se modificaría la solución obtenida si se obligase a que en la superficie declarada como PN se aplicase únicamente la silvicultura que ha sido definida para tal fin (PN). Para realizar este análisis se ha considerado el diseño propuesto en el Modelo idoneidad silvícola (donde se incorpora la alternativa PN) y se han establecido dos escenarios objeto de esta comparación. El primer escenario denominado “Gestión actual” considera el sistema cortas empleado en Valsaín en los 9 cuarteles productores (BAU1, a excepción de los cantones especiales donde se aplica GS) y en los cuarteles de Protección y Recreo donde se aplica NOM (**Tabla 35**).

Tabla 35. Tratamiento silvícola a emplear en Valsaín según la división inventarial propuesta en la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación.

Tratamiento silvícola	Destino	Superficie (ha)
BAU1	Cuarteles productivos	5.825,61*
GS	Cantones especiales	286,47
NOM	Cuarteles de protección y recreo	682,79

*La superficie restante menos la correspondiente al AGR (411,13 ha), los cantones especiales y los cuarteles de Protección y Recreo.

Fuente: Elaboración propia.

Por otro lado, se ha generado un segundo escenario que contempla la declaración del PN, denominado “Gestión con PN”, donde además de los tratamientos planteados en cada zona para el escenario anterior, se establece que en la zona incluida dentro del PN debe aplicarse la alternativa PN. Respecto al tipo de modelo o de técnica a emplear para efectuar esta comparación, se ha considerado conveniente no recurrir a un modelo de programación por metas lexicográficas por dos motivos. En primer lugar, se busca aproximar en lo posible estos modelos a la realidad (para obtener un valor realista respecto al que se ha definido como escenario de referencia, Gestión actual) y, en segundo lugar, porque para ambos escenarios se conseguiría el cumplimiento de los tres criterios establecidos en el primer nivel de prioridad (*U1*), permitiendo la comparación en sólo tres criterios (situados en *U2*) de los considerados en el Modelo de idoneidad silvícola, como consecuencia de la técnica multicriterio empleada. Por tanto, para la resolución de estos escenarios se ha recurrido a la optimización del volumen de madera aprovechado mediante la técnica LP, teniendo en cuenta las restricciones endógenas introducidas en este modelo y la superficie de protección alrededor de los nidos de buitre negro (AGR). A continuación, en la **Tabla 36** se muestran los valores obtenidos en la comparación de ambos escenarios desarrollados (Gestión actual y Gestión con PN).

Tabla 36. Impacto de la declaración del PN según los escenarios definidos como “Gestión actual” y “Gestión con PN”.

Criterios	Gestión actual	Gestión con PN
VOL	3.945.753	3.330.615
VAN	35.834.079	27.788.614
desMN	2,71	1,82
IS	730,05	2.001,64
C	5.230.985	5.505.396
G	0,783	0,725
AGR	411	411
Turno	153	157

VOL: Volumen de madera (m^3), **VAN:** Valor Actual Neto (€), **desMN:** Desviación de la función conjunta de Monte Normal (considera la igualdad de flujos de volumen en cada periodo (m^3), asegurar unas existencias mínimas de inventario final (m^3) y la regulación de clases de edad (ha), **IS:** Idoneidad selvícola (ha), **C:** Balance de carbono (tC), **G:** Índice de GINI, **AGR:** Área de Gestión Restringida (ha), **Turno:** (años).

Fuente: Elaboración propia.

Como se observa en la **Tabla 36**, al introducir la restricción de PN, los criterios productivos (*VOL*, *VAN*) reducen notablemente su valor respecto a los resultados obtenidos en el escenario de referencia (Gestión actual). En concreto, el volumen de madera se reduce un 16% y el *VAN* decrece un 22%. Atendiendo a los criterios técnicos, el indicador de *MN* mejora su valor como consecuencia de la selvicultura introducida (PN) que beneficia el cumplimiento de las metas de regulación y de inventario final incluidas en este indicador. Por otro lado, aunque en esta comparación se diluye su significado (por haberse descartado la aplicación de las alternativas BAU2, GTR1 y GTR2, para aproximarse en mayor medida a la realidad), al introducir la selvicultura de PN, aumenta la idoneidad de la gestión (*IS*), entendiendo como tal la superficie que es intervenida bajo el tratamiento que resultaría preferido según las características de la masa y las figuras de protección consideradas (categorías). Por último, como cabría esperar, los criterios ambientales mejoran su valor respecto al escenario de referencia. Así, el balance de carbono se incrementa un 5% y además se consigue que la masa presente una tendencia hacia una mayor irregularidad respecto a la estructura que se obtendría al final del horizonte para el escenario de Gestión actual, debido a que en la alternativa PN no se efectúa corta final y, por tanto, un 40% de la superficie del PN pasaría a ser bosque maduro, promoviendo la evolución natural de la masa.

Por otro lado, se observa cómo la superficie asociada a cada selvicultura ha sido modificada para introducir la selvicultura a aplicar en el PN (**Figura 21**). En concreto, de uno a otro escenario dejarían de aplicarse cortas por aclareo sucesivo (BAU1) en las zonas incluidas en el PN y la superficie en la que se aplica NOM en la serie de “Gestión con PN” se reduciría a 62 ha, ya que la mayoría de los cantones pertenecientes al cuartel de Protección han sido incluidos dentro del Parque Nacional. Como el objetivo de este análisis es cuantificar el impacto de la declaración del PN, se ha mantenido el tratamiento a emplear en los cantones especiales (GS) y las cortas sanitarias propuestas para los cuarteles de Protección y Recreo se han asumido bajo la alternativa NOM, según la información disponible en la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación. Además, en ambos escenarios se ha respetado la superficie para la protección del buitre negro de 411 ha. Por último, el turno aumenta cuatro años (de 153 a 157) como consecuencia del alargamiento de turno propuesto para la alternativa PN.

Figura 21. Superficie destinada a cada alternativa selvícola en la comparación de los escenarios de Gestión actual y Gestión con PN. Fuente: Elaboración propia.

El segundo factor a tener en cuenta, mencionado al inicio de este epígrafe, consiste en la reducción del valor de la posibilidad adoptado para la siguiente revisión (en proceso de redacción en la actualidad), respecto al adoptado en la 7ª Revisión, como se introducía ya en el apartado de **Gestión del aprovechamiento** y cuyo valor se ha integrado en este modelo bajo el concepto de cortas mínimas comerciales. Este valor hace referencia a la posibilidad recalculada al descontar las superficies ahora incluidas en el PN y como una ponderación de la posibilidad real ejecutada durante los últimos diez años, cuyo valor ha sido en ocasiones

muy inferior al propuesto en el Plan Especial. Sin embargo, debe recordarse que estas estimaciones de la posibilidad son siempre orientativas y que durante el aprovechamiento surgen normalmente complicaciones (climáticas, operacionales...) o incluso actuaciones prioritarias (control de plagas).

Los beneficios esperados con la declaración del PN residen en la paulatina creación de zonas de reserva en estas superficies incluidas en el PN. En esta línea, cabe señalar, en primer lugar, que las pautas comentadas en el primer párrafo irían generando una masa irregular (tras aplicar un tratamiento sin cortas finales y en el que se alarga la frecuencia de las intervenciones), cuya estructura presenta grandes beneficios para la conservación de la biodiversidad (O'Hara, 2014). Por otro lado, la progresiva disminución del aprovechamiento forestal reducirá las perturbaciones ocasionadas sobre las especies de interés presentes en la zona de estudio. En concreto, se espera que esta reducción del ruido ocasionado por las cortas y la presencia humana, junto con la nueva estructura de la masa forestal (masa madura irregular) mejore la viabilidad y el desarrollo de las poblaciones de estas especies. De esta forma, se espera que estas superficies constituyan una zona de nidificación potencial, teniendo en cuenta los requerimientos de hábitat de estas especies (**Anexo A.4 Conservación del buitre negro (*Aegypius monachus* L.)**).

Por último, se concluye este apartado con la evaluación del impacto que la declaración del PN tendrá previsiblemente en el aprovechamiento forestal de los montes de Valsaín. Para ello, se han considerado la modificación del sistema de cortas a emplear, la reducción asociada al volumen de madera aprovechado y sus posibles beneficios. Partiendo de cómo se han incorporado estas cuestiones en esta Tesis Doctoral, y aunque el desarrollo de estos modelos son modestas aproximaciones de la realidad, su flexibilidad permite modelizar las distintas particularidades establecidas (figuras de protección, especies protegidas, diferentes estructuras de masa...), así como otras consideraciones futuras. Además, como se ha demostrado, la mayor ventaja derivada del empleo de este tipo de modelos es que permiten cuantificar el coste de oportunidad derivado de la introducción de diferentes estrategias de conservación (en función de los criterios que se hayan considerado). En concreto, este coste se ha cuantificado en términos de volumen de madera o de *VAN* por ejemplo (como se mostraba en la comparación de escenarios de “Gestión actual” y “Gestión con PN”, **Tabla 36**), así como los previsibles beneficios de conservación derivados de la declaración del PN de la Sierra de Guadarrama.

8. FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

En este apartado se comentan futuras líneas de investigación que podrían abordarse como consecuencia del trabajo desarrollado en la presente Tesis Doctoral. Las propuestas a considerar abarcan desde la inclusión de opiniones de diferentes grupos de expertos, a la introducción de nuevos índices o indicadores de biodiversidad, introducir otras especies en el análisis, analizar el impacto de las decisiones tomadas a nivel estratégico desde un punto de vista táctico e incorporar factores de riesgo o incertidumbre en el desarrollo de futuros modelos de planificación forestal.

Foto 8. *Pinar de Valsain*. Marta Ezquerro (2017).

8.1. Integrar las preferencias de grupos de stakeholders

En esta línea, un ejercicio posterior podría ser incorporar las preferencias no solo del gestor del monte (DM1) o del ingeniero encargado de las últimas revisiones del Proyecto de Ordenación (DM2) sino de otras partes interesadas. Para ello, según algunos autores (Rönnqvist et al., 2015), la integración de las preferencias de los diversos grupos de interés es una pregunta abierta en el sector forestal; sin embargo, la técnica GP puede ser muy útil para realizar dicha integración (Díaz-Balteiro et al. 2009; Nordström et al., 2009). En relación con los stakeholders a considerar, en trabajos como Calama et al. (2017), se proponen 5 grupos como usuarios potenciales del modelo que desarrollan, considerando a los gestores y técnicos forestales, responsables políticos, propietarios de montes y representantes de las industrias del piñón y de la madera. Mientras que en otros trabajos como en Díaz-Balteiro et al. (2017a) se consideraron diferentes partes interesadas como autoridades públicas, administradores forestales, propietarios privados de montes, investigadores y profesores universitarios, ecólogos, miembros de diferentes asociaciones forestales, cazadores, micólogos y profesionales de diversas industrias basadas en la madera. En este caso, podrían considerarse las opiniones no sólo del gestor del monte o del ingeniero encargado de las últimas revisiones del monte, sino también del equipo técnico, de miembros involucrados en organizaciones de certificación forestal (Valsaín posee ambas certificaciones FSC y PEFC) como se considera en Díaz-Balteiro et al. (2016), de organizaciones medioambientales, de investigadores, de las personas encargadas del seguimiento del buitre negro así como de expertos para mejorar su hábitat disponible (Holthausen et al., 1994), del personal encargado de realizar el aprovechamiento, de expertos sobre la mezcla o composición deseada de especies (Uhde et al., 2017), de los visitantes, de los recolectores de setas, etc.

8.2. Introducir nuevos criterios a considerar en el análisis

Como otra futura línea podrían incluirse otros índices orientados a la conservación de la biodiversidad bajo el supuesto de que la correcta planificación del aprovechamiento mejora la gestión sostenible y el uso de los bosques (Mäkelä et al., 2012). En concreto, en Lindenmayer et al. (2012) se proponen una serie de estrategias para incorporar sistemas de retención (VR) en el aprovechamiento forestal con la idea de preservar la multifuncionalidad de los bosques. Además, podrían emplearse índices como los utilizados en Hof y Bevers (2002), que consideran factores como el grado de fragmentación, el tamaño y la forma de los parches de

bosque maduro, y la conectividad o la distancia entre estos parches, con el fin de proporcionar el diseño del hábitat que resulta idóneo para la preservación del búho moteado, cuya metodología sería replicable a nuestro caso para la protección del buitre negro. Sin embargo, en este trabajo se emplea la técnica LP, aunque en otros trabajos han desarrollado modelos GP para integrar la diversidad de hábitat en la gestión forestal (Bertomeu y Romero, 2002). Por otro lado, algunos autores han definido indicadores como la efectividad de hábitat asociado a la protección de diferentes especies (Thomas et al., 1988; Williams et al., 2012) o los beneficios derivados del efecto borde (Ruuska et al., 2008). Por último, podrían integrarse criterios como la madera muerta, considerado en algunos trabajos para mejorar el hábitat de especies amenazadas (Kouki et al., 2001). Además, en Valsáin existe un procedimiento propio de gestión de la madera muerta (OAPN, 2013) en el que se propone mantener al menos 20 m³/ha de madera muerta, tanto entre la que se encuentra en pie como en el suelo. En este sentido, y recientemente, se han incluido estas consideraciones de hábitat y madera muerta en el empleo de herramientas VR basadas en el concepto de CCF (Gustafsson et al., 2019).

Por último, los modelos aquí presentados podrían complementarse con un modelo predictivo sobre la evolución de las poblaciones de buitre negro. Sin embargo, este es un tema complejo debido a la cantidad de variables involucradas y a la falta de cierta de información al respecto. Entre estas cuestiones se encuentran por ejemplo cuál podría ser el tamaño máximo de la población antes de presentar problemas de congestión o las preferencias de las parejas reproductoras para seleccionar un nido donde efectuar la cría. Sin embargo, una forma más sencilla de realizar esta planificación sería recurrir a modelos de planificación táctica (medio plazo). En este tipo de modelos, se podrían incorporar variables asociadas con el ruido (Iglesias-Merchán et al., 2016), como un factor más a considerar en la creación de mapas de hábitat potencial para esta especie. En particular, podría generarse un modelo táctico a partir de los modelos estratégicos aquí presentados con un objetivo asociado a la contaminación acústica (Iglesias-Merchán et al., 2014), que resultaría muy adecuado sobre todo en los periodos de mayor sensibilidad de la especie (**Anexo A.4 Conservación del buitre negro (*Aegypius monachus* L.)**), donde presenta una menor tolerancia a las perturbaciones. Otra opción podría ser, siguiendo a Bagdon et al. (2016), calcular un índice para cada unidad de gestión según su capacidad para dar cobijo a al menos una pareja de buitre negro en el horizonte de planificación. Sin embargo, como se comenta en Brang et al. (2001) la selección de los indicadores responde en la mayoría de las ocasiones a la disponibilidad de datos y a la capacidad de seguir su evolución en el tiempo.

8.3. Considerar otras especies en el análisis

Desde el punto de vista de la vegetación, como se comentaba en la descripción del caso de estudio, existen otras especies acompañantes al pino silvestre. A pesar de que estas especies no se encuentran tan representadas como el pino albar, desempeñan un importante papel en el medio (como el rebollo) y otras de ellas se encuentran bajo cierto grado de protección debido a su singularidad (como el acebo). Además, teniendo en cuenta que para la siguiente revisión del Proyecto de Ordenación (2020) se ha propuesto la gestión conjunta de los montes Matas y Pinar de Valsaín, esta idea cobra una mayor importancia. Por tanto, se podría ampliar el último modelo presentado incorporando criterios de idoneidad selvícola asociados a estas dos especies comentadas o bien generar dos nuevas categorías (además de las siete propuestas según el DM2) que incorporen estas cuestiones. Sin embargo, habría que tener en cuenta que incorporar estas especies aumentaría notablemente el número de prescripciones y la complejidad del modelo al tener que incorporar también alternativas selvícolas propias de monte bajo.

Por otro lado, desde el punto de vista de la fauna, conviene resaltar que, además del buitre negro, en la zona de estudio existen otras especies protegidas como es el caso del águila imperial. En concreto, Valsaín cuenta con tres parejas de especie, la cual presenta un grado de protección superior por encontrarse catalogada como “en peligro de extinción” (EN) en lugar de “vulnerable” (VU) como es el caso del buitre negro. Siguiendo a Jiménez et al. (2006), para ambas especies se establecen restricciones en el aprovechamiento para reducir las perturbaciones ocasionadas sobre ellas. En concreto, de forma análoga a las superficies AGR y AGC definidas para el buitre negro, se establecen estas superficies para el águila imperial, pero con un radio mayor por presentar un mayor grado de amenaza respecto a las anteriores, y por tanto, las medidas de protección son más estrictas. En particular, el AGR para el águila imperial es de 300 m (en lugar de 100 m) y el AGC es de 500 m (en lugar de 300 m). Por tanto, se propone por un lado, incorporar el águila imperial y modelizar la ubicación de sus nidos, de forma análoga al procedimiento seguido para el buitre negro y por otro lado, evaluar el posible conflicto que pudiera existir entre ambas especies. Es decir, a priori, ambas especies tienen unos requerimientos de hábitat similares en líneas generales (zonas con pendiente elevada, masas maduras, reducidas perturbaciones...), por lo que podría existir cierta interacción entre ambas en la selección del territorio. Además, con la declaración del PN, va a generarse una superficie que constituye un foco potencial para el establecimiento de futuros

nidos de ambas especies, ya que paulatinamente va a dejar de intervenir la masa. Por tanto, la idea reside en modelizar el hábitat de nidificación disponible y/o potencial para ambas especies, tal y como se ha desarrollado para el buitre negro en trabajos como Guerrero-Casado et al. (2013). Sin embargo, conviene aclarar que introducir estas modelizaciones a largo plazo incrementa la incertidumbre para simular la evolución en el número de parejas reproductoras o de nidos para ambas especies, y por tanto, estos modelos deberían incorporar ciertos aspectos contemplados en las dos líneas que se proponen a continuación.

8.4. Analizar el impacto de las decisiones tomadas a nivel estratégico desde un punto de vista táctico

A pesar de haberse comentado a lo largo de este documento, se ha considerado conveniente introducir una futura línea de trabajo al respecto, ya que se observa una jerarquía clara en cuanto a la aplicación y programación de las medidas de conservación a emplear en estos modelos tanto a nivel estratégico (largo plazo) como a nivel táctico (medio plazo). Por ello, se justifica la importancia de analizar cómo influyen las decisiones tomadas en uno u otro nivel de actuación (Kangas et al., 2014), y se estudiará su compatibilidad temporal, con estrategias orientadas siempre hacia la preservación y el propio interés del bosque. El motivo de incorporar esta línea reside en que el diseño de un modelo táctico permitiría distribuir las cortas programadas a nivel estratégico minimizando las perturbaciones generadas en el aprovechamiento forestal sobre las poblaciones de buitre negro. En concreto, la idea de este enfoque consiste en asegurar la viabilidad de las poblaciones de estas especies mientras se cumple con determinados objetivos que se hayan establecido a largo plazo. La integración de la planificación a medio plazo (equiparable al Plan Especial en Proyectos de Ordenación de montes) constituye un factor clave en la planificación del aprovechamiento forestal y permite atender al dónde y al cuándo se efectuarán las cortas previstas en el Plan General. Además, el diseño de este modelo permitirá evaluar la repercusión de las decisiones tomadas a largo plazo (100 años), así como analizar el coste de oportunidad de las medidas de conservación introducidas a medio plazo (10 años).

En esta línea, se pretende minimizar el impacto a nivel táctico de las decisiones tomadas a nivel estratégico. Un ejemplo de ello podría ser la disminución o supresión de las cortas comerciales debido a la declaración del Parque Nacional, o dejar superficies sin cortar para la protección de especies de buitre negro, así como distribuir el calendario de cortas teniendo en

cuenta la tendencia creciente de sus poblaciones. Como labor previa se favorecerá el empleo de sistemas selvícolas como los comentados VR o GTR, que abogan por el mantenimiento de árboles sobremaduros tras las cortas finales, como medida para favorecer el hábitat disponible para estas especies. Por último, se simulará mediante el desarrollo de escenarios la posible dispersión de estas especies introduciendo un componente estocástico (como se comentará en la siguiente línea) en el diseño del modelo de planificación a nivel táctico.

8.5. Incorporar en el análisis entornos no deterministas

Por último, otra línea futura de trabajo podría ser la inclusión de suposiciones no deterministas con respecto a los criterios considerados en este modelo (Yousefpour et al., 2012; Pasalodos-Tato et al., 2013). En concreto, podría introducirse esta incertidumbre acerca de la evolución de las poblaciones de buitre negro, así como la selección de nidos por las parejas reproductoras para efectuar la cría, integrando diversos factores para caracterizar este proceso. Entre estos factores influyen las condiciones del cantón donde se encuentre el nido (pendiente, exposición, distancia a carreteras...) y la distancia entre nidos. Además, habría que tener en cuenta el número de parejas reproductoras que inician la cría cada año, la duración del periodo reproductor de cada pareja (ya que este valor está influenciado por la incorporación de nuevas parejas reproductoras como por la baja de aquéllas que hayan perdido esta condición) y la probabilidad de que una pareja seleccione el mismo nido que el año anterior o bien seleccione otro alternativo en la siguiente anualidad. Por último, habría que transformar estos valores (parejas reproductoras) en número de pollos volados (término utilizado en Valsaín para designar el éxito reproductivo, **Figura 6**). Por tanto, en esta línea se propone diseñar el programa de cortas (a nivel táctico) teniendo en cuenta la ocupación de los nidos por estas especies anualmente, evitando intervenir aquellas zonas que presenten un mayor número de nidos ocupados y calculando el coste de oportunidad asociado a efectuar este tipo de planificación.

En el diseño de este modelo, se podrían generar escenarios que contemplen la estimación del número de parejas reproductoras, así como la probabilidad de selección de nidos (ocupación) por estas parejas y resolver el problema como primera aproximación para cada posible escenario. Sin embargo, el paso de estas aproximaciones a la optimización estocástica supone un salto cualitativo en cuanto a complejidad y tamaño del problema (Wets, 1990). Un ejemplo de lo anterior puede verse en uno de los problemas desarrollados en

Rönnqvist et al. (2015), donde se ha utilizado la programación dinámica estocástica para desarrollar la selección de estrategias con el objetivo de maximizar el número esperado de especies protegidas. En ese trabajo, se ha integrado la incertidumbre acerca de la disponibilidad de sitios adecuados para ser seleccionados; sin embargo, existen limitaciones computacionales que restringen el tamaño del problema.

Por último, conviene señalar que al comienzo de esta Tesis Doctoral se planteó introducir escenarios de cambio climático mediante el programa PICUS. Sin embargo, tuvo que descartarse esta opción porque, entre otros problemas, los escenarios ya generados en Díaz-Balteiro et al. (2017a) no permitían la introducción de las alternativas selvícolas aquí generadas, ni tampoco aseguraban el cálculo de todos los criterios considerados en los modelos desarrollados a lo largo del horizonte de planificación.

9. CONCLUSIONS

The general conclusion reached from our results is the ability to design different strategic forest planning models that allow us to integrate several criteria associated with the biodiversity conservation. According to the growing concern regarding biodiversity conservation, it must be directed towards these new preferences and reach a balance between economic and ecological criteria, whose simultaneous management usually generates different degrees of conflict. Concerning the change of priorities in terms of the objectives pursued by forest managers, the design of forest planning must be adapted in a similar way. Given this new situation, this document has shown a methodology to integrate conservation issues in harvest scheduling through multicriteria techniques. Compared to the use of other multicriteria methods, Goal Programming (GP) has the advantage of being able to handle a large number of variables and shows high operability through the assignment of a desired aspiration level to each objective. The specific conclusions derived from this work are commented below.

Picture 9. *Pinar de Valsain*. Marta Ezquerro (2017).

Specific conclusion 1- Review of operational research techniques applied to similar problems

The analysis of the integration of biodiversity into forest management using OR techniques has demonstrated to be a useful tool to solve this kind of problems. Regarding the methodologies used to integrate biodiversity objectives into forest management plans using OR techniques, our results show how MCDM techniques and MH predominated over classic optimization techniques. Additionally, the most frequent MCDM methodologies are the techniques applied to discrete problems (AHP, MAUT, etc.), while SA is the metaheuristic most oftenly used. However, it has been verified that the use of several techniques has been concentrated in some countries in which scientific production on this topic has been more prolific, probably since the selection of a specific technique is directly related to the abilities and experiences of the authors. Finally, from the forest management point of view, these optimization models have been designed for different silvicultural scenarios, although GTR and clearcutting predominate, especially in even-aged stands. Regarding the cases analyzed, the issues related to biodiversity using OR techniques have been approached mainly at more aggregated spatial scales (ecosystem level) for different problems related with wildlife as well as in forest systems that do not have to be subjected to protection figures. However, it should be realized that this type of problem is one of the cases analyzed, and that, unlike other objectives, considering biodiversity as a criterion in forest management can be defined or introduced into the model in different ways.

There is a great diversity in the optimization techniques employed for the integration of aspects related to biodiversity in forest management, and no universal and valid combination for all the cases analyzed has been found. However, forest managers, when confronting these problems, and once the temporal and spatial scales of the model to be developed have been fixed, should first ask themselves which OR technique fits better in their approach. For this purpose, they should define its nature (i.e., mono or multicriteria), as well as whether they need to integrate the opinions of the different stakeholders and use a DSS to carry this out. By answering these questions, the next step is obtained by designing a model which permits them to solve the problem being tackled with only one item lacking: the consideration of a deterministic or stochastic environment or even hybridize different methodologies in order to solve certain types of problems in an adequate manner. Throughout this document several examples have been cited which can serve as an aid in this respect.

Specific conclusion 2- Building different strategic forest planning models in the case study

The development of strategic planning plays a crucial role in simulating the impact of forest strategies through several management actions. There is an evolution among the models presented (Models 1-3) in terms of silvicultural treatments and DM interactions. Adaptive management tools in a long-term allow us to incorporate future changes into silvicultural systems focused on different outputs. In this line, the generation of strategic forest planning models provides the simulation of the evolution of the forest according to the decisions taken over the planning horizon. In short, economic and ecological objectives can be considered simultaneously, as well as fulfilling with the constraints traditionally employed in forest management, following the traditional concept of normal forest. On the other hand, the consideration of different scenarios defined in this work makes it possible to evaluate the consequences derived from the introduction of conservation measures, as well as compliance with the different exogenous restrictions introduced in the model. Therefore, the design of strategic planning must adapt in its actions to the objectives searched. At a strategic level, the objectives to be considered in a long-term planning horizon should be established a priori in order to define different strategies to ensure their achievement. Next, the different actions proposed in the three models developed must be carried out, such as the incorporation of new silvicultural systems and spatial considerations for the promotion of biodiversity conservation. Besides, the treatments proposed and the allocation of the provided cuttings, allow us to protect vulnerable species like black vulture species and respect the area recently included in the Sierra de Guadarrama National Park.

Specific conclusion 3- Assess the existing conflict between the objectives proposed

The results obtained in the several pay-off matrices, allows us to evaluate the current conflict between the criteria initially considered in the three models developed. However, the results obtained through the optimization of a single criterion do not provide satisfactory solutions for decision makers as we have seen before. In fact, we have used this methodology to evaluate the degree of conflict between the criteria considered and to analyze the interactions between them. Besides, these matrices allow us to identify the ideal and anti-ideal values reached by the criteria in the corresponding optimization models (LP). Finally, this methodology justifies and represents a key starting point in the development of the three subsequent multicriteria models.

Specific conclusion 4- Definition of different silvicultural alternatives to be introduced in the forest management models developed.

We have illustrated different silvicultural alternatives in the incorporation of complex concepts into forest management, including a literature review on silvicultural treatment design and the impact of their implementation. Our design of silvicultural treatments in the two last models (with retention systems and with ideal management) integrates different silvicultural strategies focused on different outputs. On the one hand, the model with retention systems proposed has shown the feasibility of incorporating criteria associated with variable retention into strategic forest planning models. In synthesis, the solutions obtained provide compatible and acceptable results in criteria habitually considered in forest management (technical and productive), and in other objectives oriented towards favoring biodiversity conservation (black vulture populations). On the other hand, in the third model (with ideal management), the consideration of seven different silvicultural alternatives allows us to consider different aspects of the management carried out in Valsain forest.

First, the cutting system traditionally used (BAU1) has been respected, including the residual trees that remain standing after the final cuttings and a more intensive option of this treatment (BAU2). Regarding mixed stands, the group selection alternative (GS) has been proposed, and GTR alternatives (GTR1 and GTR2) are introduced to generate mature forest patches and to improve the habitat of endangered species. Besides, an alternative is designed to be applied in the areas now included in the Sierra de Guadarrama National Park (NP), and a no management (NOM) option is included too. Therefore, it is interesting to analyze how the use of these silvicultural alternatives influences forest management practices. However, although we believe that the set of possible treatments here proposed may be indicative of the variety of possible future proposals, sometimes there is a gap between experimental research and the silvicultural alternatives applied in current forest management plans. As a result, an essential next step could be to assess the incorporation of complexity-focused concepts and treatments in forest management plans and other documents detailing new silvicultural practices in different forests.

Specific conclusion 5- Consideration of technical and conservation indices introduced in the latest model developed.

Biodiversity indicators are becoming an increasingly important way of benchmarking practices in forest management. In general, their construction involves combining criteria of different natures mainly focused on environmental and sustainability issues. In this line, we have employed three indicators in the third model (ideal management model), one of them as an aggregated indicator of the normal forest concept, and the rest two indices related to integrate conservation measures into harvest scheduling, focused on the different protection figures existing in the case study. One of these indices is developed in order to choose the optimum silvicultural treatment to be applied in each management unit, in relation to the nature of the stands, taking into account the declaration of the Sierra de Guadarrama National Park, the preferred habitat of endangered species and the presence of mixed stands. On the other hand, the Gini index measures the degree of inequality of the different stands, in order to reach an irregular structure at the end of the planning horizon. In particular, as we have seen, the lower values of this index provide an uneven distribution of age classes, which can be reached by selecting some of the silvicultural treatments proposed before.

Specific conclusion 6- Incorporate into the analysis the preferences of different stakeholders

The consideration of preferential weights allows us to integrate the opinion of different stakeholders involved in the decision-making process. We have considered several interactions in the last two models with different DMs including both the preferences for the criteria and the silvicultural preferences concerning the ideal treatment to be applied to each management unit. Besides, we are able to analyze the impact of the introduction of their preferences as we have shown in the results obtained. Moreover, looking at the importance assigned to each criterion it is possible to analyze this change in the trend for forest management priorities, where the traditional timber production has been losing weight compared to criteria related with biodiversity conservation. In addition, a sensitivity analysis shows how the preferential weights assigned to each criterion can modify the results obtained. In short, this idea of hybridizing MCDM methodologies and GDM tools can be considered a promising line of research, which is already being used frequently in both forestry and sustainability. Hence, the importance of including this type of interactions with experts involved in the decision-making process is justified.

Specific conclusion 7- Construction of multicriteria models integrating different conservation and production objectives

First, through the comparison of the results between the generated pay-off matrices and the successive goal programming models in its three variants (WGP, EGP, LGP), we can observe the advantages of the application of multi-criteria optimization models versus the use of mono-criteria techniques. In fact, the degree of conflict shown in the pay-off matrix provides the need to resort to the use of multi-criteria models capable of dealing with the conflict between objectives. As it has been verified over this Doctoral Thesis, the use of multi-criteria techniques allows us to obtain more balanced and attractive solutions considering multiple objectives. Besides, we were able to introduce several conservation measures through designing scenarios (Model 1), introducing variable retention systems (Model 2) or considering a set of silvicultural strategies and two indices like *IS* or Gini (Model 3). Our results for the three models proposed demonstrate how to introduce conservation issues in strategic forest planning models. Therefore, the use of multi-criteria techniques for the development of strategic forest planning models in those forests where there is this duality between production and conservation is recommended.

Specific conclusion 8- Analyze the impact of the Sierra de Guadarrama National Park

Finally, this section ends with the evaluation of the impact that the declaration of the Sierra de Guadarrama National Park will foreseeably have on harvest planning in Valsáin forest. In short, the modification of the cutting system traditionally used (*Business As Usual*, BAU) in the areas now included in the NP, generates an impact at different levels, both productive and economic, as well as management strategies and environmental benefits. Starting from how these questions have been incorporated in this Thesis, and although the development of these models are modest approximations of reality, their flexibility allows us to simulate different conservation measures (National Park, protected species, different stand structures like mixed or uneven stands...), as other future considerations. Furthermore, as has been demonstrated, the most significant advantage derived from the use of this type of models is that they allow us to quantify the opportunity cost derived from the introduction of different conservation strategies. In short, these opportunity costs were measured in terms of timber harvested volume or *NPV*, as well as the possible conservation benefits commented before due to the declaration of the Sierra de Guadarrama National Park. In general terms, it is

observed that the harvest volume is significantly reduced (in line with the reduction of the area where commercial cuttings may take place) and consequently the *NPV* . However, not only environmental criteria increase their values (carbon balance), but more uneven or *multi-aged* stands are generated at the end of the planning horizon. Therefore, this new stand structure with a reduction of the disturbances derived from forest harvesting (less cutting areas and less intensive treatments) will mean an improvement of the habitat of the protected species present in Valsaín forest.

BIBLIOGRAFÍA

Aarts, E., Korst, J., Michiels, W. (2007). Simulated annealing. En: Handbook of Approximation Algorithms and Metaheuristics; González, T.F., Ed.; Chapman & Hall/CRC: Boca Raton, FL, USA; pp. 1–11.

Aldea, J., Martínez-Peña, F., Diaz-Balteiro, L. (2012). Integration of fungal production in forest management using a multi-criteria method. *European Journal of Forest Research* 131, 1991–2003. DOI: 10.1007/s10342-012-0649-y.

Aldea, J., Martínez-Peña, F., Romero, C., Diaz-Balteiro, L. (2014). Participatory goal programming in forest management: an application integrating several ecosystem services. *Forests* 5, 3352–3371. DOI: 10.3390/f5123352.

Alegria Delgado, R. (1997). Estudio de la Flora de los Montes de Valsaín. Colección Naturaleza y Medio Ambiente. Obra Social y Cultural de Caja Segovia.

Augustynczyk, A.L.D., Arce, J.E., Silva, A.C. (2016). Aggregating forest harvesting activities in forest plantations through integer linear programming and goal programming. *Journal of Forest Economics*, 24, 72–81. DOI: 10.1016/j.jfe.2016.06.002.

Augustynczyk, A.L.D., Asbeck, T., Basile, M., Bauhus, J., Storch, I., Mikusiński, G., Yousefpour, R., Hanewinkel, M. (2018a). Diversification of forest management regimes secures tree microhabitats and bird abundance under climate change. *Science of The Total Environment* 650, 2717–2730. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.366.

Augustynczyk, A.L.D., Yousefpour, R. (2018). Balancing forest profitability and deadwood maintenance in European commercial forests: a robust optimization approach. *European Journal of Forest Research* 138(1), 53–64. DOI: 10.1007/s10342-018-1153-9.

Augustynczyk, A.L.D., Yousefpour, R., Rodriguez, L.C.E., Hanewinkel, M. (2018b). Conservation costs of retention forestry and optimal habitat network selection in Southwestern Germany. *Ecological Economics* 148, 92–102. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2018.02.013.

Bachmatiuk, J., Garcia-Gonzalo, J., Borges, J.G. (2015). Analysis of the performance of different implementations of a heuristic method to optimize forest harvest scheduling. *Silva Fennica*, 49, 1–18. DOI: 10.14214/sf.1326.

Bagdon, B.A., Huang, C.H., Dewhurst, S. (2016). Managing for ecosystem services in northern Arizona ponderosa pine forests using a novel simulation-to-optimization methodology. *Ecological Modelling* 324, 11–27. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2015.12.012.

Baker, S.C., Spies, T.A., Wardlaw, T.J., Balmer, J., Franklin, J.F., Jordan, G.J. (2013). The harvested side of edges: effect of retained forests on the re-establishment of biodiversity

in adjacent harvested areas. *Forest Ecology and Management* 302, 107–121. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.03.024.

Basile, M., Mikusiński, G., Storch, I. (2019). Bird guilds show different responses to tree retention levels: A meta-analysis. *Global Ecology and Conservation* 18. e00615. DOI: 10.1016/j.gecco.2019.e00615.

Baskent, E.Z., Keles, S. (2005). Spatial forest planning: A review. *Ecological Modelling* 188, 145–173. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2005.01.059.

Bauhus, J., Puettmann, K., Messier, C. (2009). Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258, 525–537. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.01.053.

Benayoun, R., Roy, B., Sussman, B. (1966). Une Methode pour Guider le Choix en Presence de Vue Multiples, Sema (Metra International), Direction Scientifique, Note de Travail 49, Paris.

Berec, L. (2002). Techniques of spatially explicit individual-based models: Construction, simulation, and mean-field analysis. *Ecological Modelling* 150, 55–81. DOI: 10.1016/S0304-3800(01)00463-X.

Bergseng, E., Ask, J.A., Framstad, E., Gobakken, T., Solberg, B., Hoen, H.F. (2012). Biodiversity protection and economics in long term boreal forest management – a detailed case for the valuation of protection measures. *Forest Policy and Economics* 15, 12–21. DOI: 10.1016/j.forpol.2011.11.002.

Bernis, F. (1966). El Buitre Negro (*Aegypius monachus*) en Iberia. *Ardeola* 12, 45-99.

Bertomeu, M., Romero, C. (2001). Managing forest biodiversity: a zero-one goal programming approach. *Agricultural Systems* 68, 197–213. DOI: 10.1016/S0308-521X(01)00007-5.

Bertomeu, M., Romero, C. (2002). Forest management optimisation models and habitat diversity: A goal programming approach. *Journal of Operations Research Society* 53, 1175–1184. DOI: 10.1057/palgrave.jors.2601442.

Bettinger, P., Boston, K., Kim, Y.H., Zhu, J.P. (2007). Landscape-level optimization using tabu search and stand density-related forest management prescriptions. *European Journal of Forest Research* 176, 1265–1282. DOI: 10.1016/j.ejor.2005.09.025.

Bettinger, P., Boston, K., Siry, J. P., and Grebner, D. (2017). *Forest Management and Planning* 2nd Ed. Academic Press, San Diego.

Bettinger, P., Boston, K., Siry, J.P., Grebner, D.L. (2009). *Forest Management and Planning*; Academic Press, Elsevier: Burlington, MA, USA; San Diego, CA, USA; London, UK.

Bettinger, P., Chung, W. (2004). The key literature of and trends in forest-level management planning in North America, 1950–2001. *International Forest Review* 6, 40–50. DOI: 10.1505/ifor.6.1.40.32061.

Bettinger, P., Graetz, D., Boston, K., Sessions, J., Chung, W. (2002). Eight heuristic planning techniques applied to three increasingly difficult wildlife planning problems. *Silva Fennica* 36, 561–584. DOI: 10.1007/978-94-017-0307-9_24.

Bettinger, P., Johnson, D.L., Johnson, K.N. (2003). Spatial forest plan development with ecological and economic goals. *Ecological Modelling* 169, 215–236. DOI: 10.1016/S0304-3800(03)00271-0.

Beyer, H.L., Dujardin, Y., Watts, M.E., Possingham, H.P. (2016). Solving conservation planning problems with integer linear programming. *Ecological Modelling* 328, 14–22. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2016.02.005.

Biber, P., Borges, J.G., Moshhammer, R., Barreiro, S., Botequim, B., Brodrechtová, Y., Brukas, V., Chirici, G., Cordero-Debets, R., Corrigan, E. (2015). How sensitive are ecosystem services in European forest landscapes to silvicultural treatment? *Forests* 6, 1666–1695. DOI: 10.3390/f6051666.

Billionnet, A. (2013) Mathematical optimization ideas for biodiversity conservation. *European Journal of Operations Research* 231, 514–534. DOI: 10.1016/j.ejor.2013.03.025.

Blagojević, B., Jonsson, R., Björheden, R., Nordström, E-M., Lindroos, O. (2019). Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA in Forest Operations – an Introductory Review. *Croatian Journal of Forest Engineering* 40(1), 191–205. DOI: 10.1111/2041-210X.12899.

Blakesley, J.A., Noon, B.R., Anderson, D.R. (2005). Site occupancy, apparent survival, and reproduction of California spotted owls in relation to forest stand characteristics. *Journal of Wildlife Management* 69, 1554– 1564.

Blattert, C., Lemm, R. (2016). Evaluation of Growth Simulators for Forest Management in Terms of Functionality and Software Structure Using AHP. En: De Felice, F., Saaty, T.L., Petrillo, A. (Eds.), *Applications and Theory of Analytic Hierarchy Process - Decision Making for Strategic Decisions*. InTech: Rijeka; pp. 219-245. Disponible en: <https://doi.org/10.5772/63925>

Blattert, C., Lemm, R., Thees, O., Hansen, J., Lexer, M., Hanewinkel, M. (2018). Segregated versus integrated biodiversity conservation: Value-based ecosystem service assessment under varying forest management strategies in a Swiss case study. *Ecological Indicators* 95, 751-764. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.08.016.

BOCYL (1999). Decreto 104/1999, de 12 de mayo de 1999, de la Junta de Castilla y León, por el que se aprueban las Instrucciones Generales para la Ordenación de los Montes

Arbolados en Castilla y León. - Boletín Oficial de Castilla y León 94. Disponible en: <http://bocyl.jcyl.es/boletin.do?fechaBoletin=19/05/1999>.

BOCYL (2003). Decreto 114/2003, de 2 de octubre, por el que se aprueba el Plan de Recuperación del Águila Imperial Ibérica y se dictan medidas para su protección en la Comunidad de Castilla y León. Boletín Oficial de Castilla y León, 195, 13335-13351. Disponible en: <http://bocyl.jcyl.es/boletin.do?fechaBoletin=08/10/2003>.

BOE (1971). Orden de 11 de febrero de 1970, por la que se aprueban las Instrucciones Generales para la Ordenación de Montes Arbolados. Boletín Oficial del Estado, 36, 2238-2249. Disponible en: <https://www.boe.es/boe/dias/1971/02/11/pdfs/A02238-02249.pdf>

BOE (2003). Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes. Boletín Oficial del Estado, 280. Disponible en: <https://www.boe.es/eli/es/l/2003/11/21/43/con>

BOE (2006). Ley 10/2006, de 28 de abril, por la que se modifica la Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes. Boletín Oficial del Estado, 102. Disponible en: <https://www.boe.es/boe/dias/2006/04/29/pdfs/A16830-16839.pdf>

BOE (2007). Ley 42/2007 de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Boletín Oficial del Estado, 299, 51275-51327. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/pdf/2007/BOE-A-2007-21490-consolidado.pdf>.

BOE (2011). Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. Boletín Oficial del Estado, 46, 1-29. Disponible en: <https://www.boe.es/eli/es/rd/2011/02/04/139>.

BOE (2013). Ley 7/2013, de 25 de junio, de declaración del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama. Boletín Oficial del Estado, 152, 47795-47852. Disponible en: <https://www.boe.es/eli/es/l/2013/06/25/7>.

BOE (2014). Ley 30/2014, de 3 de diciembre, de Parques Nacionales. Boletín Oficial del Estado, 293. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/pdf/2014/BOE-A-2014-12588-consolidado.pdf>

BOE (2015). Ley 21/2015, de 20 de julio, por la que se modifica la Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes. Boletín Oficial del Estado, 173. Disponible en: <https://www.boe.es/boe/dias/2015/07/21/pdfs/BOE-A-2015-8146.pdf>

BOE (2016). Orden AAA/1351/2016, de 29 de julio, por la que se modifica el anexo del Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. Boletín Oficial del Estado, 190, 56733-56735. Disponible en: <https://www.boe.es/eli/es/o/2016/07/29/aaa1351>.

Boenigk, J., Wodniok, S., Glücksman, E. (2015). *Biodiversity and Earth History*; Springer-Verlag: Berlin/Heidelberg, Germany.

Borchard, N., Kasielke, T., Gießelmann, U. (2018). Forest management and agroforestry in Europe: A mini review. En: *Novel methods and results of landscape research in Europe, Central Asia and Siberia*, Publishing House FSBSI «Pryanishnikov Institute of Agrochemistry», 146-150. DOI: 10.25680/1229.2018.20.95.377.

Borges, J., Marques, S., Garcia-Gonzalo, J., Rahman, A.U., Bushenkov, V. Sottomayor, M., Carvalho, P., Nordström, E.M. (2017). A Multiple Criteria Approach for Negotiating Ecosystem Services Supply Targets and Forest Owners' Programs. *Forest Science* 63, 49-61. DOI: 10.5849/FS-2016-035.

Borges, J.G., Garcia-Gonzalo, J., Marques, S., Valdebenito, V.A., McDill, M.E., Falcão, A.O. (2014). Strategic management scheduling. In *The Management of Industrial Forest Plantations*; Borges, J.G., Diaz-Balteiro, L., McDill, M., Rodriguez, L.C.E., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands; pp. 171–238.

Bouchard, M., Garet, J. (2014). A framework to optimize the restoration and retention of large mature forest tracts in managed boreal landscapes. *Ecological Applications* 24, 1689–1704. DOI: 10.1890/13-1893.1.

Bouyssou, D. (1986). Some remarks on the notion of compensation in MCDM. *European Journal of Operational Research* 26, 150–160. DOI: 10.1016/0377-2217(86)90167-0.

Bouyssou, D. (1992). Ranking methods based on valued preference relations: A characterization of the net flow network. *European Journal of Operational Research* 60, 61–67. DOI: 10.1016/0377-2217(92)90333-5.

Bouyssou, D. (2001). Outranking Methods. En: Floudas C., Pardalos P. (Eds) *Encyclopedia of Optimization*. Springer: Boston, MA.

Bouyssou, D., Vansnick, D. (1986). Noncompensatory and generalized noncompensatory preferences structures. *Theory and Decision* 21, 251–266. DOI: 10.1007/BF00134097.

Brang, P., Courbaud, B., Fischer, A., Kissling-Näf, I., Pettenella, D., Schönenberger, W., Spörk, J., Grimm, V. (2001). Developing indicators for the sustainable management of mountain forests using a modelling approach. *Forest Policy and Economics* 4, 113-123. DOI: 10.1016/S1389-9341(02)00011-4.

Brang, P., Courbaud, B., Fischer, A., Kissling-Näf, I., Pettenella, D., Schönenberger, W., Spörk, J., Grimm, V. (2002). Developing indicators for the sustainable management of mountain forests using a modelling approach. *Forest Policy and Economics* 4(2), 113-123. DOI: 10.1016/S1389-9341(02)00011-4.

Brans, J.P., Vincke, P.H., Mareschal, B. (1986). How to Select and How to Rank Projects: The PROMETHEE Methods. *European Journal of Operational Research* 24, 228-238. DOI: 10.1016/0377-2217(86)90044-5.

Bravo, F., Diaz-Balteiro, L. (2004). Evaluation of new silvicultural alternatives for Scots pine stands in Northern Spain. *Annals of Forest Science* 61, 163–169. DOI: 10.1051/forest:2004008.

Briceño-Elizondo, E., Jäger, D., Lexer, M.J., García-Gonzalo, J., Peltola, H., Kellomäki, S. (2008). Multi-criteria evaluation of multi-purpose stand treatment programmes for Finnish boreal forests under changing climate. *Ecological Indicators* 8(1), 26–45. DOI: 10.1016/j.ecolind.2006.12.001.

Broz, D., Durand, G., Rossit, D., Tohmé, F., Frutos, M. (2016). Strategic planning in a forest supply chain: a multigoal and multiproduct approach. *Canadian Journal of Forest Research* 47(3), 297–307. DOI: 10.1139/cjfr-2016-0299.

Bruña García, X., Marey-Perez, M. (2014). Public participation: A need of forest planning. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 7, 216-226. DOI: 10.3832/ifor0979-007.

Buongiorno, J., Gilless, J.K. (2003). *Decision Methods for Forest Resource Management*, 1st ed.; Academic Press: San Diego, CA, USA.

Cabrera M., Donés J., Madrigal A. (1995). Discusión del cálculo de la posibilidad en el proyecto de 5ª revisión de la Ordenación del "Pinar" de Valsain. *Montes*, 40, 31-35.

Cabrera, M. (2010). Proyecto de 7ª Revisión de la Ordenación del monte número 2 del Catálogo de los de Utilidad Pública de la Provincia de Segovia “Pinar” de Valsain. Organismo Autónomo Parques nacionales, Ministerio de Medio Ambiente.

Cabrera, M. (2014). Informe sobre Adaptación de la gestión selvícola a los objetivos del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama. Organismo Autónomo Parques nacionales, Ministerio de Medio Ambiente.

Calama, R., Manso, R., Gordo, J., Montero, G., Mutke, S., Pique, M., Vázquez-Piqué, J., Pardos, M. (2017). Which models are needed for *Pinus pinea* forests? A review on current state and potential use. *Options Méditerranéennes A*. 27-42.

Calkin, D.E., Montgomery, C.A., Schumaker, N.H., Polasky, S., Arthur, J.L., Nalle, D.J. (2002). Developing a production possibility set of wildlife species persistence and timber harvest value. *Canadian Journal of Forest Research* 32, 1329–1342. DOI: 10.1139/x02-056

Campos, P., Caparrós, A., Cerdá, E., Diaz-Balteiro, L., Herruzo, A., Huntsinger, L., Martín-Barroso, D., Martínez-Jauregui, M., Ovando, P., Oviedo, J., Pasalodos-Tato, M., Romero, C., Soliño, M., Standiford, R. (2017). Multifunctional natural forest silviculture

economics revised: Challenges in meeting landowners' and society's wants. A review. *Forest Systems* 26(2), eR01S. DOI: 10.5424/fs/2017262-10505.

Cao, K. (2017). Spatial Optimization for Sustainable Land Use Planning. En: Bo Huang (Ed.) *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier: National University of Singapore, Singapore; pp. 244-252.

Chapman, T., McCaw, W.L. (2017). Where to survey? Spatial biodiversity survey gap analysis: A multicriteria approach. *Pacific Conservation Biology* 23(2) 189-199. DOI: 10.1071/PC16030.

Charnes, A., Cooper, W., Ferguson, R. (1955). Optimal Estimation of Executive Compensation by Linear Programming. *Management Science* 1(2), 138-151. DOI: 10.1287/mnsc.1.2.138.

Ciancio, O., Nocentini, S. (2011). Biodiversity conservation and systemic silviculture: Concepts and applications. *Plant Biosystems* 145, 411-418. DOI: 10.1080/11263504.2011.558705.

Cinelli, M., Coles, S.R., Kirwan, K. (2014). Analysis of the potentials of multi criteria decision analysis methods to conduct sustainability assessment. *Ecological Indicators* 46, 138–148. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.06.011.

Cohon, J.L. (1978). *Multiobjective Programming and Planning*; Academic Press: New York, NY, USA.

Crotteau J.S., Keyes C.R., Hood S.M., Larson A.J., Kennedy Sutherland E., Wright D.K., Egan, J.M. (2018). Stand dynamics 11 years after retention harvest in a lodgepole pine forest. *Forest Ecology and Management* 427, 169-181. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.05.013.

Davis, L.S., Johnson, K.M., Bettinger, P., Howard, T.E. (2001). *Forest Management*, 4th ed.; McGraw-Hill: Boston, NY, USA; 804p.

de Groot, M., Eler, K., Flajšman, K., Grebenc, T., Marinšek, A., Kutnar, L. (2016). Differential short-term response of functional groups to a change in forest management in a temperate forest. *Forest Ecology and Management* 376, 256-264. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.06.025.

De la Puente, J., Moreno-Opo, R., del Moral, J. C. (2007). El buitre negro en España. *Censo nacional (2006). Seguimiento de aves*, 13. SEO/Birdlife: Madrid; 113p.

Deal, R.L., Hennon, P., O'Hanlon, R., D'Amore, D. (2013). Lessons from native spruce forests in Alaska: managing Sitka spruce plantations worldwide to benefit biodiversity and ecosystem services. *Forestry* 87, 193–208. DOI: 10.1093/ forestry/cpt055.

Deb, K. (2001). *Multi-Objective Optimization Using Evolutionary Algorithms*; John Wiley & Sons: Chichester, UK; 518p.

Del Moral, J. C., de la Puente, J. (2017). Buitre negro – *Aegypius monachus*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org/>.

Díaz, D.D., Loreno, S., Ettl, G.J., Davies, B. (2018). Tradeoffs in Timber, Carbon, and Cash Flow under Alternative Management Systems for Douglas-Fir in the Pacific Northwest. *Forests* 9, 447. DOI: 10.3390/f9080447.

Díaz-Balteiro, L., Alfranca, O., Bertomeu, M., Ezquerro, M., Giménez, J.C., González-Pachón, J., Romero, C. (2016). Using quantitative techniques to evaluate and explain the sustainability of forest plantations. *Canadian Journal of Forest Research* 46, 1157–1166. DOI: 10.1139/cjfr-2015-0508.

Díaz-Balteiro, L., Alonso, R., Martínez-Jaúregui, M., Pardos, M. (2017a). Selecting the best forest management alternative by aggregating ecosystem services indicators over time: a case study in Central Spain. *Ecological Indicators* 72, 322–329. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.06.025.

Díaz-Balteiro, L., Belavenutti, P., Ezquerro, M., González-Pachón, J., Nobre Ribeiro, S., Romero, C. (2018). Measuring the sustainability of a natural system by using multi-criteria distance function methods: Some critical issues. *Journal of Environmental Management* 214, 197–203. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.03.005.

Díaz-Balteiro, L., González-Pachón, J., Romero, C. (2009). Participatory decision-making with multiple criteria: A methodological proposal and an application to a public forest in Spain. *Scandinavian Journal of Forest Research* 24, 87–93. DOI: 10.3390/f6113946.

Díaz-Balteiro, L., González-Pachón, J., Romero, C. (2013). Goal programming in forest management: customising models for the decision-maker's preferences. *Scandinavian Journal of Forest Research* 28, 166–173. DOI: 10.1080/02827581.2012.712154.

Díaz-Balteiro, L., González-Pachón, J., Romero, C. (2017b). Measuring systems sustainability with multi-criteria methods: A critical review. *European Journal of Operational Research* 258(2), 607–616. DOI: 10.1016/j.ejor.2016.08.075.

Díaz-Balteiro, L., Prieto Rodríguez, A. (1999). Modelos de planificación forestal basados en la programación lineal. Aplicación al monte “Pinar de Navafría” (Segovia). *Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales* 8(1), 63–92.

Díaz-Balteiro, L., Romero, C. (1998). Modeling timber harvest scheduling problems with multiple criteria: An application in Spain. *Forest Science* 44(1), 47–57. DOI: 10.1093/forestscience/44.1.47.

Díaz-Balteiro L., Romero C. (2003). Forest management optimisation models when carbon captured is considered: a goal programming approach. *Forest Ecology and Management* 174, 447-457. DOI: 10.1016/S0378-1127(02)00075-0.

Díaz-Balteiro, L., Romero, C. (2004). Vínculos entre sostenibilidad, ecología y economía de los sistemas forestales: algunas reflexiones. *Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales*. Fuera de serie 213-222.

Díaz-Balteiro, L., Romero, C. (2008). Making forestry decisions with multiple criteria: A review and an assessment. *Forest Ecology and Management* 255, 3222–3241. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.01.038.

Díaz-Balteiro, L., Jalón, S.G. (2017). Certifying Forests to Achieve Sustainability in Industrial Plantations: Opinions of Stakeholders in Spain. *Forests* 8, 502. DOI: 10.3390/f8120502.

Diwekar, U. (2008). *Introduction to Applied Optimization*. Springer Optimization and Its Applications; Springer: New York, NY, USA.

Donázar, J. A., Blanco, G., Hiraldo, F., Soto-Largo, E., Oria, J. (2002). Effects of forestry and other land-use practices on the conservation of Cinereous Vultures. *Ecological Applications* 12(5), 1445-1456. DOI: 10.2307/3099983.

Donés, J. (2005). La certificación de la gestión forestal sostenible de los montes de Valsaín. *Ambienta* 43, 65-69.

Donés, J. (2009). La gestión forestal de los Montes de Valsaín. *Ambienta* 87, 6-15.

Donés, J., Montero, G., Madrigal, A., Cabrera, M. (1994). Study and characterization of *Pinus sylvestris* L. regeneration in «Pinar de Valsaín» forest. *Investigación Agraria, Sistemas y Recursos Forestales*. Fuera de serie 3.

Donés, J., Redondo, S., García, V., Oria, J. (2007). Conservación de la colonia de buitre negro de los pinares de Valsaín (Segovia). En: Moreno-Opo, R., Guil, F. (Coord.). *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid; pp. 77-87.

Donés, J., Ruiz Verdú, S., Cabrera, M., González de la Campa, M. (1997). Densidad y área basimétrica óptima para el inicio de la regeneración en el monte “Pinar” de Valsaín. *Actas del I Congreso Forestal Hispano – Luso y II Congreso Forestal Español*, IRATI – 97, Pamplona.

El Gibari, S., Gómez, T., Ruiz, F. J. (2019) Building composite indicators using multicriteria methods: a review. *Journal of Business Economics* 89(1), 1-24. DOI: 10.1007/s11573-018-0902-z.

Eunjoo, Y., Dong-Kun, L. (2018). Suggestion for Spatialization of Environmental Planning Using Spatial Optimization Model. *Journal of the Korea Society of Environmental Restoration Technology* 21(2), 27-38. DOI: 10.13087/kosert.2018.21.2.27.

Eyvindson, K. (2012.) Balancing equity and efficiency of goal programming for use in forest management planning. *Canadian Journal of Forest Research* 42, 1919–1925. DOI: 10.1139/x2012-135.

Eyvindson, K., Hartikainen, M., Miettinen, K., Kangas, A. (2018a). Integrating risk management tools for regional forest planning: An interactive multiobjective value-at-risk approach. *Canadian Journal of Forest Research* 48(7), 766-773. DOI: 10.1139/cjfr-2017-0365.

Eyvindson, K., Repo, A., Mönkkönen, M. (2018b). Mitigating forest biodiversity and ecosystem service losses in the era of bio-based economy. *Forest Policy and Economics* 92, 119-127. DOI: 10.1016/j.forpol.2018.04.009.

Ezquerro, M., Pardos, M., Diaz-Balteiro, L. (2016). Operational research techniques used for addressing biodiversity objectives into forest management: an overview. *Forests* 7(10), 229. DOI: 10.3390/f7100229.

Ezquerro, M., Pardos, M., Diaz-Balteiro, L. (2019). Integrating variable retention systems into strategic forest management to deal with conservation biodiversity objectives. *Forest Ecology and Management* 433, 585–593. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.11.003.

Fahey, R.T, Alveshire, B.C., Burton, J.I., D'Amato, A.W., Dickinson, Y.L., Keeton, W.S., Kern, C.C., Larson, A.J., Palik, B.J., Puettmann, K.J., Saunders, M.R., Webster, C.R., Atkins, J.W., Gough, C.M., Hardiman, B.S. (2018). Shifting conceptions of complexity in forest management and silviculture. *Forest Ecology and Management* 421, 59-71. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.01.011.

Faiz, S., Krichen, S. (2012). *Geographical information systems and spatial optimization*. 1st ed., CRC Press: Portland, ME, U.S.A.; 176p.

Falcão, A.O.; Borges, J.G. (2001). Designing an evolution program for solving integer forest management scheduling models: An application in Portugal. *Forest Science* 47, 158–168. DOI: 10.1093/forestscience/47.2.158.

Fargallo, J. A., Blanco, G., Soto-Largo, E. (1998). Forest management effects on nesting habitat selected by Eurasian black vultures (*Aegypius monachus*) in central Spain. *Journal of Raptor Research*, 32(3), 202-207.

Fedrowitz, K., Koricheva, J., Baker, S.C., Lindenmayer, D.B., Palik, B., Rosenvald, R., Beese, W., Franklin, J.F., Kouki, J., Macdonald, E., Messier, C., Sverdrup-Thygeson, A., Gustafsson, L. (2014). Can retention forestry help conserve biodiversity? A metaanalysis. *Journal of Applied Ecology* 51, 1669–1679. DOI: 10.1111/1365-2664.12289.

Field, D.B. (1973). Goal programming for forest management. *Forest Science* 19, 125–135. DOI: 10.1093/forestscience/19.2.125.

Figueira, J., Greco, S., Ehrgott, M. (2005). *Multicriteria Decision Analysis. State of the Art Surveys*; Springer: New York, NY, USA; 1048p.

Filyushkina, A., Strange, N., Lof, M., Ezebilo, E.E., Boman, M. (2018). Applying the Delphi method to assess impacts of forest management on biodiversity and habitat preservation. *Forest Ecology and Management* 409, 179–189. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.10.022.

Fischer, J., Manning, A., Steffen, W., Rose, D.B., Daniell, K., Felton, A., Garnett, S., Gilna, B., Heinsohn, R., Lindenmayer, D., Macdonald, B., Mills, F., Newell, B., Reid, J., Robin, L., Sherren, K., Wade, A. (2007). Mind the sustainability gap. *Trends in Ecology and Evolution* 22, 621–624; DOI: 10.1016/j.tree.2007.08.016.

Forsman, E., Meslow, E., Strub, M. (1977). Spotted Owl Abundance in Young versus Old-Growth Forests, Oregon. *Wildlife Society Bulletin* (1973–2006), 5(2), 43–47. Disponible en: <http://www.jstor.org/stable/3781351>.

Franklin J.F. (1989). Towards a new forestry. *American Forests* 95, 37–44.

Franklin, J.F., Berg, D.R., Thornburgh, D.A., Tappeiner, J.C. (1997). Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: Variable retention harvest systems. En: Kohn, K.A., Franklin, J.F. (Eds.), *Creating a Forestry for the 21st Century: The Science of Ecosystem Management*, 1st ed. Island Press: Washington, USA; pp. 111–139.

Franklin, J.F., Johnson, K.N., Johnson, D.L. (2018). *Ecological Forest Management*. Waveland Press: Long Grove, IL.

Fredericksen, T. (2019). Forest Management and Biodiversity Conservation in Bolivian Tropical Forests. *Lyonia* 5(1), 9–14.

Fujimori, T. (2001). *Ecological and Silvicultural Strategies for Sustainable Forest Management*; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands.

Fürstenau, C., Badeck, F.W., Lasch, P., Lexer, M.J., Lindner, M., Mohr, P., Suckow, F. (2007). Multiple-use forest management in consideration of climate change and the interests of stakeholder groups. *European Journal of Forest Research* 126, 225–239. DOI: 10.1007/s10342-006-0114-x.

Gandullo, J. M. (1976). Contribución al estudio ecológico de la Sierra de Guadarrama. I Delimitación de la zona y reseña geológica de la misma. *Anales I.N.I.A. Serie Recursos Naturales* 2, 11–22.

Garcia-Gonzalo, J., Palma, J.H.N., Freire, J.P.A., Tome, M., Mateus, R., Rodriguez, L.C.E., Bushenkov, V., Borges, J.G. (2013). A decision support system for a multi

stakeholder's decision process in a Portuguese national forest. *Forest Systems* 22, 359–373. DOI: 10.5424/fs/2013222-03793.

Gil-Tena, A., Brotons, L., Saura, S. (2008). Mediterranean forest dynamics and forest bird distribution changes in the late 20th century. *Global Change Biology* 15(2), 281–531. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2008.01730.

Giménez, J.C., Bertomeu, M., Diaz-Balteiro, L., Romero, C. (2013). Optimal harvest scheduling in eucalyptus plantations under a sustainability perspective. *Forest Ecology and Management* 291, 367–376. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.11.045.

Gini, C. (1912). Variabilità e mutabilità. En: Pizetti E, Salvemini, T. (Eds.) *Memorie di metodologica statistica*. Libreria Eredi Virgilio Veschi: Rome.

Glover, F. (1986). Future paths for integer programming and links to artificial intelligence. *Computers and Operations Research* 13, 533–549. DOI: 10.1016/0305-0548(86)90048-1.

Glover, F., Laguna, M., Martí, J. (2007). Principles of tabu search. In *Handbook of Approximation Algorithms and Metaheuristics*; Gonzalez, T.F., Ed.; Chapman & Hall/CRC: Boca Raton, FL, USA; pp. 1–12.

Golden, B.L., Wasil, E.A. (2002). Metaheuristics. En *Handbook of Applied Optimization*; Pardalos, P.M., Resende, G.C. (Eds.). Oxford University Press: Oxford, UK; pp. 123–234.

Gómez, T., Hernández, M., León, M. A., Caballero, R. (2006). A forest planning problem solved via a linear fractional goal programming model. *Forest Ecology and Management* 227, 79–88. DOI: 10.1016/j.foreco.2006.02.012.

Gómez, T., Hernández, M., Molina, J., León, M.A., Aldana, E., Caballero, R. (2011). *Annals of Operations Research* 190 (1), 75–92. DOI: 10.1007/s10479-009-0525-4.

González Molina, J.M. (2006.) *Manual de Gestión de los hábitats de pino silvestre en Castilla y León*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Castilla y León, Valladolid; 123p.

González-Pachón, J., Romero, C. (2004). Satisficing logic and goal programming: Towards and axiomatic link. *INFOR Information Systems and Operational Research* 42, 157–161. DOI: 10.1080/03155986.2004.11732699.

Grošelj, P., Zadnik Stirn, L. (2013). Between compromise and consensus in group decisions in forest management. *Sumarski List* 137, 403–410.

Guerrero-Casado, J., Arenas, R., Tortosa, F. (2013). Modelling the nesting-habitat of the Cinereous Vulture *Aegypius monachus* on a fine scale for conservation purposes. *Bird Study* 60(4), 533–538. DOI: 10.1080/00063657.2013.849657.

Guil, F., San Miguel, A., Moreno-Opo, R. (2007). Los aprovechamientos humanos en masas forestales de monte mediterráneo con presencia de buitre negro. En: Moreno-Opo, R., Guil, F. (Coord.). Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro en España. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid; pp. 95-104.

Guldin, J.M. (1996). The role of uneven-aged silviculture in the context of ecosystem management. *Western Journal of Applied Forestry* 11, 4–12.

Gustafsson, L., Bauhus, J., Asbeck, T., Lessa, A., Augustynczyk, D., Basile, M., Frey, J., Gutzat, F., Hanewinkel, M., Helbach, J., Jonker, M., Knuff, A., Messier, C., Penner, J., Pyttel, P., Reif, A., Storch, F., Winiger, N., Winkel, G., Yousefpour, R., Storch, I. (2019). Retention as an integrated biodiversity conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. *Ambio* 1-13. DOI: 10.1007/s13280-019-01190-1.

Gustafsson, L., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W.J., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D.B., Lohmus, A., Pastur, G.M., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, W.J.A., Wayne, A., Franklin, J.F. (2012). Retention forestry to maintain multifunctional forests: a world perspective. *Bioscience* 62, 633–645. DOI: 10.1525/bio.2012.62.7.6.

Gustafsson, L., Kouki, J., Sverdrup-Thygeson, A. (2010). Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: a review of ecological consequences. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25, 295–308. DOI: 10.1080/02827581.2010.497495.

Hartikainen M., Eyvindson K., Miettinen K., Kangas A. (2016) Data-Based Forest Management with Uncertainties and Multiple Objectives. En: Pardalos P., Conca P., Giuffrida G., Nicosia G. (Eds) *Machine Learning, Optimization, and Big Data. Lecture Notes in Computer Science*, 10122. Springer: Volterra, Italy; pp 16-29.

Hauhs, M., Langel, H. (2000). Sustainability in Forestry: Theory and a historical case study. En: von Gadow, K., Pukkala, T., Tomé, M. *Sustainable Forest Management*. Kluwer Academic Publishers: Dordrecht; pp. 69-98.

Heinonen, T., Pukkala, T. (2004). A comparison of one- and two-compartment neighbourhoods in heuristic search with spatial forest management goals. *Silva Fennica* 38, 319–332. DOI:10.14214/sf.419.

Helms, J.A. (1998). *The Dictionary of Forestry*. Society of American Foresters: Bethesda, MD; 210p.

Hernandez, M., Gomez, T., Molina, J., Leon, M.A., Caballero, R. (2014). Efficiency in forest management: a multiobjective harvest scheduling model. *Journal of Forest Economics* 20, 236–251. DOI: 10.1016/j.jfe.2014.06.002.

Hernández-Chaverri, R. (2017). Multicriteria analysis of the management model The Monteverde Cloud Forest Biological Reserve, Puntarenas, Costa Rica. *Repertorio Científico*, UNED 20, 13-34.

Hof, J. (1993). *Coactive Forest Management*; Academic Press, Inc.: San Diego, CA, USA.

Hof, J., Bevers, M. (2002). *Spatial Optimization in Ecological Applications*; Columbia University Press: New York, NY, USA; 320p.

Holloway G.L., Smith W.P., Halpern C.B., Gitzen R.A., Maguire C.C., West S.D. (2012). Influence of forest structure and experimental green-tree retention on northern flying squirrel (*Glaucomys sabrinus*) abundance. *Forest Ecology and Management* 285, 187-194. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.08.025.

Holthausen, R.S., Wisdom, M.J., Pierce, J., Edwards, D.K., Rowland, M.M. (1994). Using expert opinion to evaluate a habitat effectiveness model for elk in western Oregon and Washington. Research Paper PNW-RP-479. U.S. Department of Agriculture, Forest Service: Pacific Northwest Research Station, Portland, OR; 16 p.

Hooke, R., Jeeves, T. (1961). "Direct search" solution of numerical and statistical problems. *Journal of the Association for Computing Machinery* 8, 212–229. DOI: 10.1145/321062.321069.

Huang, W., Luukkanen, O., Johansson, S., Kaarakka, V., Räisänen, S., Vihemäki, H. (2001). Agroforestry for biodiversity conservation of nature reserves: Functional group identification and analysis. *Agroforestry Systems* 55, 65–72. DOI: 10.1023/A:1020284225155.

Hundeshagen, J.C. (1826). *Die Forstabschätzung auf neuen wissenschaftlichen Grundlagen*. Verlag: Lavpp Thubingen.

Hwang, C.-L., Lin, M.-J. (1987). *Group Decision Making under Multiple Criteria. Methods and Applications*; Lecture Notes in Economics and Mathematical Systems. Springer: Berlin, Germany; 400p.

Iglesias-Merchán, C., Diaz-Balteiro, L., de la Puente, J. (2016.) Road traffic noise impact assessment in a breeding colony of cinereous vultures (*Aegypius monachus*) in Spain. *The Journal of the Acoustical Society of America* 139, 1124–1131. DOI: 10.1121/1.4943553.

Iglesias-Merchán, C., Diaz-Balteiro, L., Solino, M. (2014). Noise pollution in national parks: soundscape and economic valuation. *Landscape and Urban Planning* 123, 1–9. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2013.11.006.

Ignizio, J.P. (1976). *Goal Programming and Extensions*. Lexington Books: Massachusetts, EE.UU.

Ignizio, J.P. (1985). *Introduction to Linear Goal Programming*; Sage Publications: Beverly Hills, CA, USA.

Ignizio, J.P., Romero, C. (2003). *Goal Programming*. *Encyclopedia of Information Systems*, 2. DOI: 10.1016/B0-12-227240-4/00082-4.

IPCC (2006). *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. En: *National Greenhouse Gas Inventories Programme*, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. y Tanabe K. (Eds). IGES: Japón.

Ishizaka, A., Nemery, P. (2013). *Multi-Criteria Decision Analysis. Methods and Software*, 1st ed. JohnWiley & Sons Ltd.: Chichester; 310p.

Jaszkiewicz, A., Slowinski, R. (1995). The light beam search: outranking based interactive procedure for multiple-objective mathematical programming. En: *Advances in multicriteria analysis*. Pardalos, P.M, Siskos, Y., Zopounidis C. (Eds.) Kluwer; pp 129–146.

Jiménez Fernández, F.J., Gordo Alonso, F.J., González Romero, A. (2006). *Manual sobre criterios de gestión forestal compatibles con la conservación de las especies de aves y quirópteros asociados a hábitats forestales*. Junta de Castilla y León. Consejería de Medio Ambiente.

Johnson, K.N., Scheurman, H.L. (1977). Techniques for prescribing optimal timber harvest and investment under different objectives- discussion and synthesis. *Forest Science* (Monog.) 18.

Jones, D., Tamiz, M. (2010). *Practical Goal Programming*. Springer: New York, NY, USA; pp. 23–42, 95–100, 119–120.

Kaiser, H.M., Messer, K.D. (2012). *Mathematical Programming for Agricultural, Environmental and Resource Economics*. John Wiley & Sons: Hoboken, NJ, USA.

Kangas, A., Kangas, J. (2005). Multiple criteria decision support in forest management—The approach, methods applied, and experiences gained. *Forest Ecology and Management* 207, 133–143. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.10.023.

Kangas, A., Kangas, J., Pykäläinen, J. (2001a). Outranking methods as tools in strategic natural resources planning. *Silva Fennica* 35, 215–227. DOI: 10.14214/sf.597.

Kangas, A., Kurttila, M., Hujala, T., Eyvindson, K., Kangas, J. (2015). *Decision Support for Forest Management* 2nd Ed. Springer: Berlin.

Kangas, A., Nurmi, M., Rasinmäki, R. (2014). From a strategic to a tactical forest management plan using a hierarchic optimization approach. *Scandinavian Journal of Forest Research* 29, 154–165. DOI: 10.1080/02827581.2013.863962.

Kangas, J., Pukkala, T. (1998). HERO heuristic optimization for forest management planning: applications and experiences. En: J. Saarikko (Ed.), Resource Technology '98 Nordic. International Symposium on Advanced Technology Environmental and Natural Resources, Rovaniemi, Finland; 13p.

Kangas, J., Pukkala, T., Kangas, A. (2001b). HERO: heuristic optimisation for multi-criteria forestry decision analysis. En: D. Schmoldt, J. Kangas, G. Mendoza, M. Pesonen (eds.), The Analytic Hierarchy Process in Natural Resource and Environmental Decision Making. Kluwer Academic Publishers: Dordrecht, The Netherlands; pp. 51–65.

Kášpar J., Marušák, R., Hlavatý, R. (2015). A Forest Planning Approach with Respect to the Creation of Overmature Reserved Areas in Managed Forests. *Forests* 6, 328–343. DOI: 10.3390/f6020328.

Kaya, A., Bettinger, P., Boston, K., Akbulut, R., Ucar, Z., Siry, J., Merry, K., Cieszewski, C. (2016). Optimisation in forest management. *Current Forestry Reports* 2, 1–17. DOI: 10.1007/s40725-016-0027-y.

Keeney, R.L., Raiffa, H. (1993). *Decisions with Multiple Objectives. Preferences and Value Tradeoffs*. Cambridge University Press: New York, NY, USA.

Kennedy, J.O.S. (1986). *Dynamic Programming. Applications to Agriculture and Natural Resources*. Elsevier: London, UK.

Kennedy, M.C., Ford, E.D., Singleton, P., Finney, M., Agee, J.K. (2008). Informed multi-objective decision-making in environmental management using Pareto optimality. *Journal of Applied Ecology* 45(1), 181–192. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2007.01367.x.

Kouki, J., Löfman, S., Martikainen, P., Rouvinen, S., Uotila, A. (2001) Forest fragmentation in Fennoscandia: linking habitat requirements of wood - associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scandinavian Journal of Forest Research* 3, 27– 37. DOI: 10.1080/028275801300090564.

Kurttila, M. (2001). The spatial structure of forests in the optimization calculations of forest planning—A landscape ecological perspective. *Forest Ecology and Management* 142, 129–142. DOI: 10.1016/S0378-1127(00)00343-1.

Langenberger G., Lippe, M. (2018). Forestry. En: Lewandowski, I. (Ed.) *Bioeconomy. Shaping the Transition to a Sustainable, Biobased Economy*. Springer, Cham; pp. 124–141.

Langner, A., Irauschek, F., Perez, S., Pardos, M., Zlatanov, T., Öhman, K., Nordström, E-M, Lexer, M. (2017). Value-based ecosystem service trade-offs in multi-objective management in European mountain forests. *Ecosystem Services* 26, 245–257. DOI: 10.1016/j.ecoser.2017.03.001.

Lencinas, M., Cellini, J., Benitez, J., Peri, P., Martinez Pastur, G. (2018). Variable retention forestry conserves habitat of bird species in Patagonian *Nothofagus pumilio* forests. *Annals of Forest Research* 61. 147-160. DOI: 10.15287/afr.2018.1186.

Lesmeister, D. B., Davis, R.J., Singleton, P.H., Wiens, J.D. (2018). Chapter 4: Northern spotted owl habitat and populations: status and threats. En: Spies, T., Stine, P., Gravenmier, R., Long, J., Reilly, M. (Coords). *Synthesis of Science to Inform Land Management within the Northwest Forest Plan Area*. PNW-GTR-966. USDA Forest Service: Pacific Northwest Research Station. Portland, Oregon.

Leuschner, W.A. (1984). *Introduction to forest resource management*. John Wiley & Sons: New York; 298p.

Leuschner, W.A. (1990). *Forest Regulation, Harvest Scheduling, and Planning Techniques*. John Wiley & Sons: New York, NY, USA.

Lexer, M., Seidl, R. (2009). Addressing biodiversity in a stakeholder-driven climate change vulnerability assessment of forest management. *Forest Ecology and Management* 258, 158–167. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.07.011.

Lichtenstein, M.E., Montgomery, C.A. (2003). Biodiversity and timber in the coast range of Oregon: Inside the production possibility frontier. *Land Economics* 79, 56–73. DOI: 10.2307/3147105.

Ligmann-Zielinska, A. (2017). Spatial Optimization. En: *The International Encyclopedia of Geography*. John Wiley & Sons, Ltd.

Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F. (2002). *Conserving Forest Biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island Press: Washington.

Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F., Lohmus, A., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W., Brodie, A., Kiehl, B., Kouki, J., Pastur, G.M., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, J., Wayne, A., Gustafsson, L. (2012). A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. *Conservation Letters* 5, 421–431. DOI: 10.1111/j.1755-263X.2012.00257.x.

LINGO User's Guide, (2006). LINDO Systems Inc.: 1415 North Dayton Chicago Street, Chicago Illinois; 820p.

Linser, S., Wolfslehner, B., Asmar, F., Bridge, S.R.J., Gritten, D., Guadalupe, V., Jafari, M., Johnson, S., Laclau, P., Robertson, G. (2018). 25 Years of Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management: Why Some Intergovernmental C&I Processes Flourished While Others Faded. *Forests* 9, 515. DOI: 10.3390/f9090515.

Lockwood, C., Moore, T. (1993). Harvest scheduling with spatial constraints: A simulated annealing approach. *Canadian Journal of Forest Research* 23, 468–478. DOI: 10.1139/x93-065.

Lozano-Oyola, M., Blancas Peral, F., González, M., Caballero, R. (2012). Sustainable tourism indicators as planning tools in cultural destinations. *Ecological Indicators* 18, 659-675. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.01.014.

Lu, J., Zhang, G., Ruan, D., Wu, F. (2007). *Multi-Objective Group Decision Making: Methods Software and Applications with Fuzzy Set Techniques*. Imperial College Press: London, UK.

Lundström, J., Öhman, K., Laudon, H., (2018). Comparing buffer zone alternatives in forest planning using a decision support system. *Scandinavian Journal of Forest Research* 1–9. DOI: 10.1080/02827581.2018.1441900.

Lundström, J., Öhman, K., Perhans, K., Ronnqvist, M., Gustafsson, L. (2011). Cost-effective age structure and geographical distribution of boreal forest reserves. *Journal of Applied Ecology* 48(1), 133–142. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2010.01897.x.

Lundström, J., Öhman, K., Rönqvist, M., Gustafsson, L. (2014). How reserve selection is affected by preferences in Swedish boreal forests. *Forest Policy and Economics* 41, 40–50. DOI: 10.1016/j.forpol.2013.12.007.

Machar, I., Schlossarek, M., Pechanec, V., Uradnicek, L., Praus, L., Sivacioğlu, A. (2019). Retention Forestry Supports Bird Diversity in Managed, Temperate Hardwood Floodplain. *Forests* 10(4), 300. DOI: 10.3390/f10040300.

Madrigal, A. (1994). *Ordenación de montes arbolados*. ICONA, D.L., Madrid.

Madrigal, A., Muñoz Alaminos, F., Allue, M., Barrio, J.M., García-López, J., Gordo, J., Martínez Millán, J., Yagüe, S. (1998). El Proyecto de Instrucciones Generales para la Ordenación de Montes Arbolados en Castilla y León. *Montes* 52, 67-70.

Mäkelä, A., Rio, M., Hynynen, J., Hawkins, M.J., Reyer, C., Soares, P., Van Oijen, M., Tomé, M. (2012). Using stand-scale forest models for estimating indicators of sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* 285, 164-178. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.07.041.

Maroto, C., Segura, M., Ginestar, C., Uriol, J., Segura, B. (2013). Sustainable Forest Management in a Mediterranean region: Social preferences. *Forest Systems* 22(3), 546-558. DOI: 10.5424/fs/2013223-04135.

Marques, A., Audy, J.F., D'Amours, S., Rönqvist, M. (2014). Tactical and operational harvest planning. En: *The Management of Industrial Forest Plantations*; Borges, J.G., Diaz-

Balteiro, L., McDill, M., Rodriguez, L.C.E. (Eds.). Springer: Dordrecht, The Netherlands; pp. 239–267.

Martell, D.L., Gunn, E.A., Weintraub, A. (1998). Forest management challenges for operational researchers. *European Journal of Operations Research* 104, 1–17. DOI: 10.1016/S0377-2217(97)00329-9.

Martins, H., Borges, J.G. (2007). Addressing collaborative planning methods and tools in forest management. *Forest Ecology and Management* 248, 117–118. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.02.039.

Matoušek, J., Gärtner, B. (2007). *Understanding and Using Linear Programming*; Springer: Berlin, Germany.

Matthews, J.D. (1989). *Silvicultural Systems*. Clarendon Press: Oxford.

McDill, M. (2014). An overview of forest management planning and information management. En: *The Management of Industrial Forest Plantations*; Borges, J.G., Diaz-Balteiro, L., McDill, M., Rodriguez, L.C.E. (Eds.); Springer: Dordrecht, The Netherlands; pp. 27–59.

Memmah, M.-M., Lescourret, F., Yao, X., Lavigne, C. (2015). Metaheuristics for agricultural land use optimization. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 35, 975–998. DOI: 10.1007/s13593-015-0303-4.

Mendoza, G.A., Martins, H. (2006). Multi-criteria decision analysis in natural resource management: A critical review of methods and new modelling paradigms. *Forest Ecology and Management* 230, 1–22. DOI: 10.1016/j.foreco.2006.03.023.

Mobtaker A., Ouhimmou M., Rönnqvist M., Paquet M. (2018). Development of an economically sustainable and balanced tactical forest management plan: a case study in Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 48, 197–207. DOI: 10.1139/cjfr-2017-0232.

Montero, G., Muñoz, M., Donés, J., Rojo-Alboreca, A. (2004). Fijación de CO₂ por *Pinus sylvestris* L. y *Quercus pyrenaica* Willd. en los montes "Pinar de Valsain" y "Matas de Valsain". *Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales* 13(2), 399-416.

Montero, G., Rojo, A., Álvarez, M.F., Del Río, M. (2001.) Aspectos selvícolas y económicos de los pinares de *Pinus sylvestris* L. *REEAP*, 193, 27-56.

Montes, F., Sánchez, M., Del Río, M., Cañellas, I. (2005). Using historic management records to characterize the effects of management on the structural diversity of forests. *Forest Ecology and Management* 207, 279–293. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.10.031.

Morán-López, R., Sanchez, J.M., Costillo, E., Corbacho Amado, C., Villegas, A. (2006). Spatial variation in anthropic and natural factors regulating the breeding success of

the cinereous vulture (*Aegypius monachus*) in the SW Iberian Peninsula. *Biological Conservation* 130(2), 169–182. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.12.011.

Mori, A. S., Lertzman, K. P., Gustafsson, L. (2017a). Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. *Journal of Applied Ecology* 54, 12-27. DOI: 10.1111/1365-2664.12669.

Mori, A.S., Tatsumi, S., Gustafsson, L. (2017b). Landscape properties affect biodiversity response to retention approaches in forestry. *Journal of Applied Ecology* 54(6), 1627–1637. DOI: 10.1111/1365-2664.12888.

Müller, A., Knoke, T., Olschewski, R. (2019). Can Existing Estimates for Ecosystem Service Values Inform Forest Management? *Forests* 10(2), 132. DOI: 10.3390/f10020132.

Muñoz-Adalia, E.J. (2012). Propuesta de plan de conservación del buitre negro, *Aegypius Monachus* L., en la provincia de Segovia (España central). *Ecología* 24, 165-181.

Naesset, E. (1997). Geographical information systems in long-term forest management and planning with special reference to preservation of biological diversity: A review. *Forest Ecology and Management* 93, 121–136. DOI: 10.1016/S0378-1127(96)03928-X.

Nalle, D.J., Montgomery, C.A., Arthur, J.L., Polasky, S., Schumaker, N.H. (2004). Modeling joint production of wildlife and timber. *Journal of Environmental Economics and Management* 48, 997–1017. DOI: 10.1016/j.jeem.2004.01.001.

Nikolaev, A.G., Jacobson, S.H. (2010). Simulated annealing. In *Handbook of Metaheuristics*, 2nd ed.; Gendreau, M., Potvin, J.Y. (Eds.). Springer: New York, NY, USA; pp. 1–39.

Nolet, P., Kneeshaw, D., Messier, C., Béland, M. (2018). Comparing the effects of even - and uneven - aged silviculture on ecological diversity and processes: A review. *Ecology and Evolution* 8, 1217– 1226. DOI: 10.1002/ece3.3737.

Nölte, A., Meilby, H., Yousefpour, R. (2018). Multi-purpose forest management in the tropics: Incorporating values of carbon, biodiversity and timber in managing *Tectona grandis* (teak) plantations in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 422, 345-357. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.04.036.

Nordström, E.M., Romero, C., Eriksson, L.O., Öhman, K. (2009). Aggregation of preferences in participatory forest planning with multiple criteria: An application to the urban forest in Lycksele, Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 39, 1979–1992. DOI: 10.1139/X09-107.

OAPN (2013). Procedimiento de gestión de la madera muerta. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medioambiente. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Centro Montes y Aserradero de Valsaín.

OAPN (2017). Memoria anual de actividades 2017. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Centro Montes y Aserradero de Valsain.

O'Hara, K.L. (1998). Silviculture for structural diversity: a new look at multiaged stands. *Journal of Forestry* 96(7), 4–10. DOI: 10.1093/jof/96.7.4a.

O'Hara, K.L. (2014). *Multiaged Silviculture: Managing for Complex Forest Stand Structures*. Oxford University Press: NY.

O'Hara, K.L., Hasenauer, H., Kindermann, G. (2007). Sustainability in multi-aged stands: An analysis of long-term plenter systems. *Forestry* 80, 163-181. DOI: 10.1093/forestry/cpl051.

Öhman, K., Edenius, L., Mikusiński, G. (2011). Optimizing spatial habitat suitability and timber revenue in long-term forest planning. *Canadian Journal of Forest Research*. 41(3), 543-551. DOI: 10.1139/X10-232.

Ovando, P., Caparrós, A., Diaz-Balteiro, L., Pasalodos, M., Beguería, S., Oviedo, J.L., Montero, G., Campos, P. (2017). Spatial Valuation of Forests' Environmental Assets: An Application to Andalusian Silvopastoral Farms. *Land Economics* 93(1), 87-108. DOI: 10.13140/RG.2.1.3024.6642.

Pardos, M., Perez, S., Calama, R., Alonso, R., Lexer, J.M. (2017). Ecosystem service provision, management systems and climate change in Valsain forest, Central Spain. *Regional Environmental Change* 17(1), 17-32. DOI: 10.1007/s10113-016-0985-4.

Parrot L., Kange, H. (2014). An introduction to complexity science. En: Messier, C., Puettmann, K.J., Coates, D. *Managing Forests as Complexity Adaptive Systems*. Routledge: Abingdon, Oxon; pp. 17-32.

Pasalodos-Tato, M., Makinen, A., Garcia-Gonzalo, J., Borges, J.G., Lamas, T., Eriksson, L.O. (2013). Review. Assessing uncertainty and risk in forest planning and decision support systems: review of classical methods and introduction of new approaches. *Forest Systems* 22(2), 282–303. DOI: 10.5424/fs/2013222-03063.

Pereira, S., Prieto, A., Calama, R., Diaz-Balteiro, L. (2015). Optimal management in *Pinus pinea* L. Stands combining silvicultural schedules for timber and cone production. *Silva Fennica* 49, 1–16. DOI: 10.14214/sf.1226.

Pérez, F., Molinos-Senante, M., Gómez, T., Caballero, R., Sala-Garrido, R. (2018) Dynamic goal programming synthetic indicator: an application for water companies sustainability assessment. *Urban Water Journal* 15(6), 592-600. DOI: 10.1080/1573062X.2018.1529191.

Poage, Nathan J., Anderson, Paul D. (2007). Large-scale silviculture experiments of western Oregon and Washington. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-713. U.S. Department of Agriculture, Forest Service: Pacific Northwest Research Station, Portland, OR; 44p.

Pohjanmies, T., Triviño, M., Le Tortorec, E., Salminen, H., Mönkkönen, M. (2017). Conflicting objectives in production forests pose a challenge for forest management. *Ecosystem Services* 28, 298-310. DOI: 10.1016/j.ecoser.2017.06.018.

Pretzsch H., Knoke, T. (2017). Forest management planning in mixed-species forests. En: Pretzsch, H., Forrester, D. I., Bauhus, J. (Eds.). *Mixed-Species Forests. Ecology and Management*. Springer: Berlin; pp. 503-544.

Prieto, A. (1995.) Ordenación de coníferas de montaña. Cuadernos de la S.E.C.F., 1, pp. 51-62 «Reunión de Valsaín. 17-20 octubre 1994».

Puettmann, K.J., Coates, K.D., Messier, C. (2009). *A Critique of Silviculture. Managing for Complexity*. Island Press: Bibliovault OAI Repository, the University of Chicago Press.

Puettmann, K.J., Wilson, S.M., Baker, S.C., Donoso, P.J., Drossler, L., Amente, G., Harvey, B.D., Knoke, T., Lu, Y., Nocentini, S., Putz, F.E., Yoshida, T., Bauhus, J. (2015). Silvicultural alternatives to conventional even-aged forest management – what limits global adoption? *Forest Ecosystems* 2, 8. DOI: 10.1186/s40663-015-0031-x.

Pukkala, T. (2006). Optimising the semi-continuous cover forestry of Finland. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 177(8), 141-149.

Pukkala, T., Kangas, J. (1993). A heuristic optimization method for forest planning and decision-making. *Scandinavian Journal of Educational Research* 8, 560–570. DOI: 10.1080/02827589309382802.

Pukkala, T., Kurttila, M. (2005). Examining the performance of six heuristic optimization techniques in different forest planning problems. *Silva Fennica* 39(1), 67–80. DOI: 10.14214/sf.396.

Raison, R.J., Brown, A., Flinn, D. (2001). *Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management*. CABI Publishing: Wallingford, UK.

Ramage, B.S., Kitzes, J., Marshalek, E.C., Potts, M.D. (2013). Optimized Floating Refugia: a new strategy for species conservation in production forest landscapes. *Biodiversity Conservation* 22, 789–801. DOI: 10.1007/s10531-013-0453-0

Rametsteiner, E., Simula, M. (2003). Forest Certification—An Instrument to Promote Sustainable Forest Management? *Journal of environmental management* 67, 87-98. DOI: 10.1016/S0301-4797(02)00191-3.

Recknagel, A.B., Bentley, J. (1919). *Forest Management*. Wiley & Sons: New York, NY, USA; 269p.

Ribe, R.G. (2005). Aesthetic perceptions of green-tree retention harvests in vista views: the interaction of cut level, retention pattern and harvest shape. *Landscape and Urban Planning* 73(4), 277–293. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2004.07.003.

Richards, E.W., Gunn, E.A. (2003). Tabu search design for difficult forest management optimization problems. *Canadian Journal of Forest Research* 33, 1126–1133. DOI: 10.1139/x03-039.

Rist, L., Moen, J. (2013). Sustainability in forest management and a new role for resilience thinking. *Forest Ecology and Management* 310, 416–427. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.08.033.

Roberge, J. M., Öhman, K., Lämås, T., Felton, A., Ranius, T., Lundmark, T., Nordin, A. (2018). Modified forest rotation lengths: Long-term effects on landscape-scale habitat availability for specialized species. *Journal of Environmental Management* 210, 1–9. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.12.022.

Rojo, A., Álvarez M.F. (2014). Distribuciones diamétricas para las tablas de producción de *Pinus sylvestris* L. en la sierra de Guadarrama. *Foresta* 61, 34–49.

Rojo, A., Montero, G. (1996.) El pino silvestre en la Sierra de Guadarrama. Historia y silvicultura de los pinares de Cercedilla, Navacerrada y Valsain. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid; 293p.

Rojo, A., Montero, G. (2005.) Aproximación al método selvícola: una alternativa para la ordenación de montes en zonas protectoras o protegidas. En: S.E.C.F.-Gobierno de Aragón (Eds.), Libro de resúmenes, conferencias y ponencias. IV Congreso Forestal Español, Zaragoza.

Rojo-Alboreca, A., Montero, G., Ortega, C. (1994). Natural regeneration in *Pinus sylvestris* L. *Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales* 3, 107–123.

Romero, C. (1991). *Handbook of Critical Issues in Goal Programming*; Pergamon Press: Oxford, UK; pp. 13–21.

Romero, C. (1996). Análisis de las Decisiones Multicriterio, Serie de Monografías de Ingeniería de Sistemas. ISDEFE: Madrid; 114p.

Romero, C. (2001). Extended lexicographic goal programming: a unifying approach. *Omega* 29, 63–71. DOI: 10.1016/S0305-0483(00)00026-8.

Romero, C. (2002). Programación por metas (goal programming): Pasado, presente y futuro. Toma de Decisiones con Criterios Múltiples. *Revista Electrónica de Comunicaciones y Trabajos de ASEPUMA*, 75–89. Tirant Lo Blanch, Valencia.

Romero, C. (2004). A general structure of achievement function for a goal programming model. *European Journal of Operational Research* 153, 675–686. DOI: 10.1016/S0377-2217(02)00793-2.

Romero, C., Rehman, T. (2003). *Multiple Criteria Analysis for Agricultural Decisions*, 2nd ed. Elsevier: Amsterdam, The Netherlands.

Romero, C., Ros, V., Daz-Balteiro, L. (1998). Optimal forest rotation age when carbon captured is considered: theory and applications. *Journal of the Operational Research Society* 49(2), 121-131. DOI: 10.1057/palgrave.jors.2600497.

Rönnqvist, M., D'Amours, S., Weintraub, A., Jofre, A., Gunn, E., Haight, R.G., Martell, D., Murray, A.T., Romero, C. (2015). Operations research challenges in forestry: 33 open problems. *Annals of Operations Research* 232, 11–40. DOI: 10.1007/s10479-015-1907-4.

Rosenvald, R., Löhmus, A. (2008). For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? a review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management* 255, 1–15. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.09.016.

Roy, B. (1968). Classement et choix en présence de points de vue multiples (la méthode ELECTRE), *RIRO* 8, 57–75.

Roy, B. (1991). The Outranking Approach and the Foundations of ELECTRE Methods. *Theory and Decision* 31, 49-73. DOI: 10.1007/BF00134132.

Ruuska, J., Siipilehto, J., Valkonen, S. (2008). Effect of edge stands on the development of young *Pinus sylvestris* stands in southern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 23, 214-226. DOI: 10.1080/02827580802098127.

Rytteri, T., Peltola, T., Leskinen, L.A. (2016). Co-production of forestry science and society: Evolving interpretations of economic sustainability in Finnish forestry textbooks. *Journal of Forest Economics* 24, 21-36. DOI: 10.1016/j.jfe.2016.03.001.

Saaty, T.L. (1982). Decision making for leaders: The analytic hierarchy process for decisions in a complex world. *Journal of Mathematical Psychology* 15, 234–281.

Saaty, T.L. (1977) A scaling method for priorities in hierarchical structure. *Journal of Mathematical Psychology* 15(3), 317–332. DOI: 10.1016/0022-2496(77)90033-5.

Saaty, T.L., Vargas, L.G. (2013). *Decision Making with the Analytic Network Process*. Springer: New York, NY, USA.

Sarin, R.K. (2013). Multi-attribute Utility Theory. En: Gass, S.I., Fu, M.C. (Eds.); *Encyclopedia of Operations Research and Management Science*. Springer: New York, NY, USA; pp. 1004–1006.

Sarkar, S., Pressey, R.L., Faith, D.P., Margules, C.R., Fuller, T., Stoms, D.M., Moffett, A., Wilson, K.A., Williams, K.J., Williams, P.H. (2006.) Biodiversity conservation planning tools: Present status and challenges for the future. *Annual Review of Environment and Resources* 31, 123–159. DOI: 10.1146/annurev.energy.31.042606.085844.

Schmoldt, D.L., Kangas, J., Mendoza, G.A., Pesonen, M. (2001). *The Analytic Hierarchy Process in Natural Resource and Environmental Decision Making*. Springer: Dordrecht, The Netherlands.

Schraml, U., Detten, R.V. (2010). Forestry or “the art of flying blind”. Sustainability in an era of global change. En: Spathelf, P. (Ed.); *Sustainable Forest Management in a Changing World. A European Perspective*. Springer: Dordrecht, The Netherlands; pp. 217–238.

Schulze, D.E., Bouriaud, L., Bussler, H., Gossner, M., Walentowski, H., Hessenmöller, D., Bouriaud, O., Gadow, K. (2014). Opinion Paper: Forest management and biodiversity. *Web Ecology* 14, 3-10. DOI: 10.5194/we-14-3-2014.

Schütz, J.-F., Pukkala, T., Donoso, P.J., von Gadow, K. (2012). Historical emergence and current application of CCF. En: Pukkala, T., von Gadow, K., (Eds.); *Continuous Cover Forestry*, 2nd ed. Springer: Dordrecht, The Netherlands; pp. 1–28.

Schwenk, W., Donovan, T., Keeton, W., Nunery, J. (2012). Carbon storage, timber production, and biodiversity: comparing ecosystem services with multi-criteria decision analysis. *Ecological Applications* 22, 1612–1627. DOI: 10.1890/11-0864.1.

Segura, M., Ray, D., Maroto, C. (2014). Decision support systems for forest management: A comparative analysis and assessment. *Computers and Electronics in Agriculture* 101, 55–67. DOI: 10.1016/j.compag.2013.12.005.

Serrada, R. (1991). Inventario de los factores ecológicos en el análisis del Medio Natural. Seminario sobre Inventario y Ordenación de Montes. Valsain, 20-28 de mayo de 1991. Tomo I. Unidad Temática 1, 5-17.

Serrada, S., Montero, G., Reque, J.A. (2008). *Compendio de Selvicultura aplicada en España*. Madrid: Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA), ISBN: 978-84-7498-521-4.

Sessions, J., Bettinger, P., Murphy, G. (2007). Heuristics in forest planning. En: Weintraub, A., Romero, C., Bjorndal, T., Epstein, R. (Eds.); *Handbook of Operations Research in Natural Resources*. Springer: New York, NY, USA; pp. 432–448.

Shea, E.L., Schulte, L.A., Palik, B.J. (2017). Decade-long bird community response to the spatial pattern of variable retention harvesting in red pine (*Pinus resinosa*) forests. *Forest Ecology and Management* 402, 272–284. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.07.053.

Simon, H.A. (1955). A Behavioral Model of Rational Choice, *The Quarterly Journal of Economics* 69(1), 99–118. DOI: 10.2307/1884852.

Smith, D.M. (1972). The Continuing Evolution of Silvicultural Practice, *Journal of Forestry* 70(2), 89–92, DOI: 10.1093/jof/70.2.89.

Snyder, S., Reville, C. (1998). Multiobjective grid packing model: An application in forest management. *Location Science* 5, 165–180. DOI: 10.1016/S0966-8349(98)00031-X.

Søvde, N.E., Satersdal, M., Lokketangen, A. (2014). A scenario-based method for assessing the impact of suggested woodland key habitats on forest harvesting costs. *Forests* 5, 2327–2344. DOI: 10.3390/f5092327.

Spencer, R.D. (1985). The development of strategic policy planning in Victoria, Australia: a review. *Town Planning Review* 56(1). DOI: 10.3828/tpr.56.1.p138q16330n56w60.

Spies, J., Devisscher, T., Bulkan, J., Tansey, J., Griess, V. (2019). Value-oriented criteria, indicators and targets for conservation and production: A multi-party approach to forest management planning. *Biological Conservation* 230. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.11.022.

Stojčić, M., Zavadskas, E.K., Pamučar, D., Stević, Ž., Mardani, A. (2019). Application of MCDM Methods in Sustainability Engineering: A Literature Review 2008–2018. *Symmetry* 11(3), 350. DOI: 10.3390/sym11030350.

Sullivan T., Sullivan D.S. (2018) Green-tree retention and recovery of an old-forest specialist, the southern red-backed vole (*Myodes gapperi*), 20 years after harvest. *Wildlife Research* 44, 669–680. DOI: 10.1071/WR17065.

Sullivan, T., Sullivan, D.S. (2019). Green-tree retention and relative habitat use by mule deer (*Odocoileus hemionus*) 20 years after harvest of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) – Lodgepole pine (*Pinus contorta*) forest. *Forest Ecology and Management* 437, 426–434. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.02.008.

Tecle, A., Shrestha, B.P., Duckstein, L. A. (1998). Multiobjective Decision Support System for Multiresource Forest Management. *Group Decision and Negotiation* 7(1), 23–40. DOI: 10.1023/A:1008671129325.

Thomas, J., Leckenby, D.A., Henjum, M., Pedersen, R.J., Bryant, L.D. (1988). Habitat-Effectiveness Index for Elk on Blue Mountain Winter Ranges. General Technical Report 218. U.S. Department of Agriculture, Forest Service: Portland, Oregon, USA.

Timiș Gansac, V., Enescu, C., Dinca, L., Onet, A. (2018). The Management of Non-Wood Forest Products in Bihor County. *Natural Resources and Sustainable Development* 8, 27–34. DOI: 10.31924/nrsd.v8i1.004.

Toman, M.A., Ashton, M.S. (1996). Sustainable forest ecosystems and management: A review article. *Forest Science* 42, 366-377. DOI: 10.1093/forestscience/42.3.366.

Tona Amenu, B. (2017). Review: Forest management and conservation practices in Ethiopia: Opportunities and constraints. *Asian Journal of Forestry* 1, 77-82. DOI: 10.13057/asianjfor/r010204.

Tornero Gómez, J. (2005). *Los Montes de Valsaín*. Ministerio de Medio Ambiente: Madrid.

Triviño, M., Pohjanmies, T., Mazziotta, A., Juutinen, A., Podkopaev, D., Le Tortorec, E., Mönkkönen, M. (2017). Optimizing management to enhance multifunctionality in a boreal forest landscape. *Journal of Applied Ecology* 54, 61-70. DOI: 10.1111/1365-2664.12790.

Turner, B.J., Chikumbo, O., Davey, S.M. (2002). Optimisation modelling of sustainable forest management at the regional level: an Australian example. *Ecological Modelling* 153, 157–179. DOI: 10.1016/S0304-3800(01)00508-7

Tzeng, G.-H., Huang, J.-J. (2014). *Fuzzy Multiple Objective Decision Making*. CRC Press: Boca Raton, FL, USA.

Uhde, B., Hahn, W.A., Griess, V., Knoke, T. (2015). Hybrid MCDA methods to integrate multiple ecosystem services in forest management planning: A critical review. *Journal of Environmental Management* 56, 373–388. DOI: 10.1007/s00267-015-0503-3.

Uhde, B., Heinrichs, S., Stiehl, C.R., Ammer, C., Muller-Using, B., Knoke, T. (2017). Bringing ecosystem services into forest planning – Can we optimize the composition of Chilean forests based on expert knowledge? *Forest Ecology and Management* 404, 126–140. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.08.021.

Valbuena, R., Eerikäinen, K., Packalen, P., Maltamo, M. (2016). Gini coefficient predictions from airborne lidar remote sensing display the effect of management intensity on forest structure. *Ecological Indicators* 60, 574-585. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.08.001.

Vanderbei, R.J. (2014). *Linear Programming. Foundations and Extensions*. Springer: New York, NY, USA.

Venier, L.A., Dalley, K., Goulet, P., Mills, S., Pitt, D., Cowcill, K. (2015). Benefits of aggregate green tree retention to boreal forest birds. *Forest Ecology and Management* 343, 80–87. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.01.024.

von Carlowitz, H. (1713). *Sylvicultura Oeconomica oder haußwirthliche Nachricht und Naturgemäße Anweisung zur Wilden Baum-Zucht*. Leipzig: Johann Friedrich Braun (2 Bände).

Wagner, S., Herrmann, I., Dempe, S. (2010). Spatial optimization for dispersion of remnant trees in seed-tree cuttings and retention-tree stands of Scots pine. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25(5), 432–445. DOI: 10.1080/02827581.2010.490235.

Weintraub, A., Bare, B. (1996). New issues in forest land management from an operations research perspective. *Interfaces* 26, 9–25. DOI: 10.1287/inte.26.5.9.

Weintraub, A., Murray, A.T. (2006). Review of combinatorial problems induced by spatial forest harvesting planning. *Discrete Applied Mathematics* 154, 867–879. DOI: 10.1016/j.dam.2005.05.025.

Wets, R. J.-B. (1990). Stochastic programming. En: Nemhauser, G.L., RinnooyKan, A.H.G., Todd, M.J. (Eds.); *Optimization: Handbooks in operations research and management science* (vol. 1). Elsevier: North-Holland, Amsterdam; 709p.

Wikström, P., Eriksson, L.O. (2000). Solving the stand management problem under biodiversity- related considerations. *Forest Ecology and Management* 126(3), 361–437. DOI: 10.1016/S0378-1127(99)00107-3.

Williams, K.J., Reeson, A.F., Drielsma, M.J., Love, J. (2012). Optimised whole-landscape ecological metrics for effective delivery of connectivity-focused conservation incentive payments. *Ecological Economics* 81, 48-59. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2012.07.005.

Williams, J.C. (2008). Optimal reserve site selection with distance requirements. *Computers & Operations Research* 35, 488–498. DOI: 10.1016/j.cor.2006.03.012.

Williams, J.C., ReVelle, C.S., Levin, S.A. (2004). Using mathematical optimization models to design nature reserves. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2, 98–105. DOI: 10.1890/1540-9295(2004)002[0098:UMOMTD]2.0.CO;2.

Williams, J.C., ReVelle, C.S., Levin, S.A. (2005). Spatial attributes and reserve design models: a review. *Environmental Modeling & Assessment* 10, 163–181. DOI: 10.1007/s10666-005-9007-5.

Wolfslehner, B., Vacik, H., Lexer, M.J. (2005). Application of the analytic network process in multi-criteria analysis of sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* 207, 157–170. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.10.025.

Xavier, A.M., Costa Freitas, M.B., Fragoso, R. (2015). Management of Mediterranean forests– a compromise programming approach considering different stakeholders and different objectives. *Forest Policy and Economics* 57, 38–46. DOI: 10.1016/j.forpol.2015.03.012.

Yoshida, T., Naito, S., Nagumo, M., Hyodo, N., Inoue, T., Umegane, H., Yamazaki, H., Miya, H., Nakamura, F. (2017). Structural complexity and ecosystem functions in a natural

mixed forest under a single-tree selection silviculture. *Sustainability* 9, 9–11. DOI: 10.3390/su9112093.

Yoshimoto, A., Asante, P., Konoshima, M. (2016). Stand-level forest management planning approaches. *Current Forestry Reports* 2(3), 163–176. DOI: 10.1007/s40725-016-0041-0.

Yousefpour, R., Jacobsen, J.B., Thorsen, B.J., Meilby, H., Hanewinkel, M., Oehler, K. (2012). A review of decision-making approaches to handle uncertainty and risk in adaptive forest management under climate change. *Annals of Forest Science* 69(1), 1–15. DOI: 10.1007/s13595-011-0153-4.

Yu, P.L. (1985). *Multiple-Criteria Decision Making. Concepts, Techniques, and Extensions*. Plenum Press: New York, NY, USA.

Zeleny, M. (1974). A Concept of Compromise Solutions and the Method of the Displaced Ideal. *Computers and Operations Research* 1, 479-496. DOI: 10.1016/0305-0548(74)90064-1.

Zeleny, M. (1982). *Multiple Criteria Decision Making*. McGraw-Hill: New York, NY, USA.

Zobel, J.M., Ek, A.R., O'Hara, T.J. (2015). Quantifying the opportunity cost of extended rotation forestry with cohort yield metrics in Minnesota. *Forest Science* 61(6), 1050–1057. DOI: 10.5849/forsci.14-215.

ANEXOS

Anexo A. Información adicional

A1. Revisión de técnicas de OR.

Tabla A 1. Primer grupo de búsquedas (1-10) realizadas mediante las siguientes combinaciones de palabras en los portales de búsqueda ISI y/o SCOPUS.

Búsqueda	Criterios	Técnicas OR
1	Biodiversity + Forest management	Optimización
2	Biodiversity + conservation + forest	Optimización
3	Biodiversity + forest	Multicriterio
4	Biodiversity + conservation + forest	Multicriterio
5	Biodiversity + conservation	AHP (Analytic Hierarchical Process)
6	Biodiversity + conservation + forest	Heurísticas
7	Biodiversity + conservation + forest	SA (Simulated annealing)
8	Biodiversity + conservation + forest	Multiobjetivo
9	Biodiversity + conservation + forest	LP (Linear Programming)
10	Biodiversity + conservation + forest	IP (Integer Programming)

Fuente: Elaboración propia.

Tabla A 2. Segundo grupo de búsquedas (11-26) realizadas mediante las siguientes combinaciones de palabras en los portales de búsqueda ISI y/o SCOPUS.

Búsqueda	Criterios	Técnicas OR
11	Forest management	NLP
12	Forest management	MIP
13	Forest management	DP
14	Forest management	Monte Carlo
15	Forest management	TS
16	Forest management	GA
17	Forest management	HERO
18	Forest management	GP
19	Forest management	CP
20	Forest management	MAUT
21	Forest management	ELECTRE
22	Forest management	PROMETHEE
23	Forest management	WLC
24	Forest management	OWA
25	Forest management	GDM
26	Forest management	Fuzzy

Fuente: Elaboración propia.

A2. Caso de estudio

A2.1 Resumen de las figuras de protección declaradas en el caso de estudio

- Zona de especial protección para las aves (ZEPA).
- Reserva Natural Fluvial del Alto Eresma declarada por la Resolución de 24 de febrero de 2017 de la Dirección General del Agua.
- Sitio Natural de Interés Nacional del Pinar de la Acebeda, situado sobre 587 ha del Pinar de Valsaín (declarado 1.930).
- Área Crítica SG -3 a efectos del Plan de Recuperación del Águila Imperial Ibérica en Castilla y León.
- Parque Natural “Sierra Norte de Guadarrama”.
- Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama
- Reserva de la Biosfera Real Sitio de San Ildefonso-El Espinar
- Régimen jurídico especial declarado por la Ley 7/2013 para la superficie incluida en la zona periférica de protección del Parque Nacional

A2.2. PORN del Espacio Natural “Sierra de Guadarrama”

En función de las características y valores ambientales que posee el espacio, se han distinguido las siguientes zonas: Zonas de Uso Limitado, Zonas de Uso Compatible, Zonas de Uso General y Zona de Ordenación Especial, a la hora de definir y concretar las actuaciones en ellas permitidas. Con respecto a las directrices generales y particulares de gestión forestal en cada tipo de zona y con respecto a los diferentes ámbitos, se detallan algunas de las líneas contempladas en el PORN a considerar en el aprovechamiento y gestión de los montes de Valsaín y en particular del “Pinar”. De esta forma, los aprovechamientos deben ser acordes con los objetivos de conservación de la biodiversidad y el paisaje, cuya aplicación quedará supeditada a los requerimientos biológicos de los hábitats y las especies de fauna y flora presentes en la zona. Asimismo, es indispensable adecuar las fechas de intervención a la fenología de las especies de fauna de interés o restringir su acceso cuando pudiera afectar negativamente a dichas especies o sus hábitats.

En relación con el aprovechamiento, se promoverán las actuaciones forestales que favorezcan la expansión de las masas forestales de frondosas y un control de las actuaciones, llegando en su caso a la entresaca puntual o la no intervención, en los cauces que discurran bajo cubierta forestal, y en una banda de 25 m de anchura en cada una de sus márgenes. Tras el aprovechamiento forestal, deberá respetarse siempre un número mínimo de 4 pies por hectárea, y en zonas en las que existan nidos de especies catalogadas un mínimo de 10 pies por hectárea en una superficie de 15 hectáreas de individuos maduros o de edades superiores a la madurez. Además, se mantendrá un número significativo de árboles secos o huecos, tanto

en pie como caídos de al menos 2 pies por hectárea. Por otra parte, se aplicarán preferentemente métodos de la lucha y control biológico y/o integrado de plagas forestales, evitando la utilización extensiva de productos químicos insecticidas. Por último, se velará por una explotación sostenible de los aprovechamientos no madereros, considerándolos en los instrumentos de ordenación forestal o la redacción de planes técnicos específicos.

En lo relativo a la conservación de especies de fauna, las medidas de protección consideradas por el Centro de Montes y el Aserradero de Valsaín, están en consonancia con lo dispuesto en el PORN, y en relación con este trabajo son las aplicadas al buitre negro y al águila imperial; considerándose la primera de ellas como vulnerable y la segunda como especie en peligro de extinción, según las categorías establecidas por la UICN. De esta forma, existen una serie medidas de protección a considerar antes de llevar a cabo el aprovechamiento forestal en aquellas zonas con presencia de nidos.

Como medidas de protección a aplicar en aquellas zonas con presencia de nidos, para ambas especies se determina una superficie de protección alrededor de sus nidos, establecida mediante un radio circular aproximado de 100 m denominada área de gestión restringida (AGR), donde quedará suspendida cualquier actuación durante los periodos de mayor sensibilidad de la especie, coincidente con los periodos de nidificación y cría. En estas zonas, las únicas cortas de arbolado que se practicarán serán de tipo sanitario (enfermedad o plaga) o por causas de fuerza mayor, y se realizarán de forma facultativa a criterio del gestor del monte. Concéntricamente a la medida anterior, se establece un área de gestión condicionada cuyo perímetro exterior incluirá una superficie mayor o igual a 50 ha. Su delimitación se apoyará siempre que sea posible en líneas naturales o líneas perfectamente definidas en el terreno. En aquellos casos donde no se hayan definido estos límites, o cuando las condiciones fisiográficas del terreno no permitan delimitar dichas zonas, su perímetro exterior se delimitará por medio de un círculo de radio de 500 m alrededor de los nidos ocupados por águila imperial, y de 300 m cuando se trate de nidos de buitre negro. En las áreas de gestión condicionada se podrán ejecutar las actuaciones planificadas desde el 15 de septiembre al 31 de enero, fuera de los periodos sensibles establecidos para ambas especies. (Jiménez et al., 2006).

A2.3. Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama

El 27 de diciembre de 2017 se publica en el Boletín Oficial de Castilla y León el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama en el ámbito territorial de la Comunidad de Castilla y León. El objetivo de este Plan es el de consolidar la protección del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama y del Área de Especial Protección “Montes de Valsaín” mediante una gestión adecuada de acuerdo con el régimen jurídico que le es de aplicación (**Figura A 1**). De esta forma, las disposiciones aprobadas en el presente PRUG tienen carácter obligatorio y ejecutivo y prevalecen sobre cualquier otro instrumento de planificación territorial (confiriendo un mayor grado de protección de los valores naturales

del PN, así como de los usos tradicionales compatibles con dichos valores) cuyas determinaciones no podrán alterar o modificar dichas disposiciones salvo por razones de interés público de primer orden y su vigencia será de diez años a partir de su entrada en vigor.

Figura A 1. Límites del Parque Nacional y ámbitos naturales para la evaluación del estado de conservación. Fuente: Informe de adaptación selvícola a los objetivos del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama. Cabrera (2014).

Asimismo, en virtud de lo establecido en el artículo 4, apartado 3, de la Ley 7/2013, de 25 de junio, de declaración del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama el territorio de los montes Matas y Pinar de Valsaín coincidentes con la Zona Periférica de Protección goza de un régimen jurídico especial y queda vinculado al PN. Por tanto, le serán de aplicación los contenidos del correspondiente documento, con las excepciones establecidas en la Ley de declaración y con aquellas matizaciones que se establezcan, en su caso. En esta línea, se establece como uno de los objetivos generales el de clasificar y establecer los usos y actividades incompatibles y compatibles en el PN, y entre los segundos aquellos necesarios para la gestión. En concreto, en su artículo 15, relativo a los *Criterios para la gestión forestal para la conservación* se establece que se fomentará la gestión de los sistemas forestales que permita alcanzar su máxima madurez pero garantizando la conservación de especies amenazadas. No obstante, en el Área de Especial Protección Montes de Valsaín se podrán establecer otros objetivos de gestión que determinen otras edades de madurez o turnos de aprovechamiento, siempre en el marco del sistema de certificación de gestión forestal sostenible. En la clasificación de usos, se establecen como incompatibles o compatibles, y dentro de estos últimos, los necesarios para la gestión. Por otro lado, las actividades incompatibles tendrán la consideración de “prohibidas. De esta forma, en el capítulo 5 titulado *Usos y actividades compatibles con los objetivos del Parque Nacional que se consideran necesarios para su conservación y gestión*, en el Artículo 59 *Gestión forestal para*

la conservación, se establecen las siguientes pautas orientadas a los trabajos selvícolas donde se establece:

- La corta de arbolado con fines comerciales se considera incompatible con los fines del Parque Nacional, aunque sin perjuicio de la utilización de la selvicultura como herramienta para el mantenimiento o naturalización de las masas y paisajes forestales.
- En el Área de Especial Protección Montes de Valsaín se considera actividad compatible la corta de arbolado con fines comerciales siempre dentro del marco de los documentos de planificación forestal aprobados y la normativa sectorial vigente.
- Se reservará el arbolado de diámetro normal mayor de 80 centímetros o altura superior a los 35 metros, así como los árboles que supongan especial significación cultural, histórica o paisajística o que sean considerados como árboles singulares.
- Se establece alrededor de los cauces unas franjas de protección en las que no se podrá realizar la corta de arbolado, que tendrán las anchuras mínimas que se establezca en el correspondiente programa de conservación, que con carácter general serán de 10 metros en ambos márgenes de los arroyos y de 25 m en los ríos de primer orden.
- Se respetará el arbolado en un entorno de 100 metros de radio alrededor de los nidos de buitre negro, águila imperial y cigüeña negra no se podrá cortar ni retirar arbolado salvo por motivos debidamente justificados. En la franja comprendida entre los 100-300 metros para la primera especie y los 100-500 m en el caso de las otras dos especies, solo se podrán realizar cortas fuera de la época de nidificación.
- Los trabajos selvícolas se programarán de manera que su inicio no coincida con los periodos de reproducción y cría de especies incluidas en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial.

Por último, cualquier nueva actividad o aprovechamiento que pretenda realizarse en el Parque Nacional y que no esté contemplada dentro de los contenidos del presente PRUG requerirá una evaluación previa de compatibilidad, informe favorable del Patronato y autorización expresa de la Administración gestora. Además, con relación a los límites del Parque Nacional, se estima conveniente la mejora en la delimitación gráfica de los límites establecidos, realizando pequeñas modificaciones de las mismas. Dichas modificaciones se elevarán como propuesta para la modificación de la Ley de declaración a través de su correspondiente procedimiento. El preámbulo de la Ley de declaración de este PN manifiesta la vocación de ampliación del espacio. Por este motivo, desde las Administración gestora se promoverán estudios de las áreas colindantes con valores que justifiquen su protección, promoviéndose, en su caso, la ampliación del Parque Nacional.

A3. Gestión del aprovechamiento

Tabla A 3. Localización y caracterización de los cantones especiales.

Cantones Especiales	Motivo	Uso preferente	Observaciones
B80 y B81	Masa irregular de pino silvestre por bosquetes y presencia de rebollo abundante	Fomento de la presencia de masas mixtas y estructura irregular	En estos cantones la estructura es tendente a la irregularidad por bosquetes pequeños a medios en la masa de pino silvestre; los tratamientos se orientan a favorecer la presencia de masas mixtas vigorosas, concentrando en los mejores ejemplares del subpiso de rebollo la potencia del crecimiento de la masa mediante resalveos.
A148	Presencia de masa mixta de acebo y pino silvestre	Protección de especies emblemáticas y desarrollo de hábitats singulares; y productor forestal.	Solo afecta al tercio superior del cantón. El tratamiento será análogo al que se establece para los cantones de masa mixta de acebo y pino silvestre del Pinar del Acebeda de Revenga. En esas zonas se mantendrán los árboles de características monumentales sin cortar (“árboles catedral”)
A500	Presencia de masa mixta de acebo y pino silvestre	Uso protector, desarrollo de hábitats singulares y productor forestal.	El tratamiento será análogo al que se establece para los cantones de masa mixta de acebo y pino silvestre del Pinar del Acebeda de Revenga. En esas zonas se mantendrán los árboles de características monumentales sin cortar (“árboles catedral”)
A194 y A495	Masa irregular de pino silvestre por bosquetes y presencia de frondosas abundante (rebollo, cerezo, acebo,...)	Uso protector, desarrollo de hábitats singulares; y productor forestal.	La actual distribución diamétrica muestra una tendencia a la irregularidad muy acusada por bosquetes pequeños con masas mixtas de coníferas y frondosas diferentes de las de acebo y pino o rebollo y pino. En esas zonas se mantendrán los árboles de características monumentales sin cortar (“árboles catedral”)
B526, B227, B228 y B229	Presencia de masa mixta de acebo y pino silvestre	Uso protector, desarrollo de hábitats singulares; y productor forestal.	Orientado a la consecución de masas mixtas viables desde el punto de vista de su estabilidad a largo plazo, de pino silvestre y acebo. En esas zonas se mantendrán los árboles de características monumentales sin cortar (“árboles catedral”).
B230	Presencia de árboles catedral	Uso productor supeditado a la conservación de bosquetes de árboles monumentales	Presencia de bosquetes de arbolado de mayores dimensiones (en altura) del monte en este cantón, que se pretende conservar como elementos característicos de las mejores calidades de pino silvestre, lo que condiciona la gestión en este cantón con respecto a la del resto del cuartel.

Fuente: 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación (Cabrera, 2010).

A.4 Conservación del buitre negro (*Aegypius monachus* L.)

En cuanto a su estado de conservación, la especie está catalogada a escala mundial como "Casi Amenazada"¹, debido básicamente al declive sufrido en el último siglo, y según BirdLife International (2018)², sus poblaciones requieren medidas de conservación a nivel global. En España, dentro del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (BOE, 2011), el Buitre Negro quedaba incluido como especie "Vulnerable". Sin embargo, a nivel de comunidad autónoma en Extremadura se establece como "Sensible a la alteración de su hábitat", Castilla-La Mancha como "Vulnerable", Islas Baleares "En Peligro" y Madrid "En Peligro"³ (Del Moral y De la Puente, 2017). En concreto, para el caso que nos ocupa, la categoría En Peligro (EN) corresponde al criterio D de dicha categoría establecida por la UICN: tamaño estimado de la población menor de 250 individuos maduros; mientras que la siguiente categoría de menor riesgo: Vulnerable (VU), permite catalogar especies con un tamaño de población estimado en menos de 1.000 individuos maduros (criterio D1) según la información publicada en el BOE (2011, 2016).

En Castilla y León, los pinos son la especie preferida para la nidificación, en particular en Segovia lo hacen sobre ejemplares de *Pinus sylvestris*³. La altura del árbol que sustenta el nido resulta variable, entre 5 y 30 m de altura dependiendo de la zona y altura del arbolado⁴. En la colonia de Rascafría nidifica en pinos silvestres que tienen una edad media de 131 años, una altura media de 17,6 m y un diámetro medio de 63,8 cm⁵. Además, la probabilidad de nidificación en un área boscosa se incrementa con la pendiente y decrece con la perturbación humana potencial (carreteras) (Donázar et al., 2011).

Los patrones de distribución de las parejas de buitre negro en diferentes colonias están determinados por la explotación forestal y las actividades humanas asociadas, variables orográficas y la estructura forestal, con mayor o menor influencia⁶. Asimismo, seleccionan laderas escarpadas orientadas al sur, con mayor cobertura de grandes árboles, lejos de actividades humanas y presencia de rocas alrededor del nido (Moreno-Opo et al., 2012). De forma general, las colonias situadas en pinares en el centro de España seleccionan lugares de nidificación con árboles maduros para construir los nidos, orientaciones sur y suroeste, zonas alejadas de los caminos, y situadas en el tercio medio-superior de las montañas (Fargallo et al., 1998). Por tanto, de forma general, en todas ellas son preferidas las zonas con menores molestias de origen humano y áreas con baja incidencia de prácticas forestales (Moreno-Opo, 2007).

Los nidos se sitúan casi siempre en la parte más alta y expuesta de la copa de los árboles de modo que las aves puedan entrar volando y posarse sin dificultad en la plataforma (Del Moral y De la Puente, 2017). El buitre negro selecciona preferentemente terrenos con cierta pendiente para facilitar el vuelo y la entrada y salida a los nidos (Bernis, 1966). Las especies de árboles utilizadas con preferencia son pinos (*Pinus* spp.), encinas (*Quercus ilex* L.) y alcornoques (*Quercus suber* L.), aunque se han citado nidos en otras especies de árboles como enebros (*Juniperus oxycedrus* L.) y madroños (*Arbutus unedo* L.)⁷.

La puesta es casi siempre de un único huevo, aunque se han citado puestas dobles (Moreno-Opo, 2007). Sin embargo, la frecuencia con que cada pareja se reproduce ha sido objeto de estudio por varios autores (Bernis, 1966), aunque la escasa información publicada al respecto sugiere que muy pocas parejas consiguen iniciar la reproducción durante al menos tres años consecutivos³.

¹ Moreno-Opo, R., Fernandez-Olalla, M., Margalida, A., Arredondo, A., Guil, F. (2012). Effect of methodological and ecological approaches on heterogeneity of nest-site selection of a long-lived vulture. PLoS One 7. DOI: 10.1371/journal.pone.0033469.

² BirdLife International (2018). *Aegypius monachus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018. e.T22695231A131935194. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22695231A131935194>.

³ De la Puente, J. (2007a). Gestión del hábitat del buitre negro. En: Moreno-Opo, R., Guil, F. (Coord.). Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro en España. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid; pp. 47-173.

⁴ Del Moral, J. C., de la Puente, J. (2014). Buitre negro – *Aegypius monachus*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org/>.

⁵ De la Puente, J. (2007b). Selección del hábitat de nidificación de buitre negro en pinares. En: Moreno-Opo, R., Guil, F. (Coord.). Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro en España. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid; pp 53-57.

⁶ Poirazidis, K., Goutner, G., Skartsi, T., Stamou, G. (2004). Modelling nesting habitat as a conservation tool for the Eurasian Black Vulture (*Aegypius monachus*) in Dadia Nature Reserve, northeastern Greece. Biological Conservation 118, 235 –248. DOI: 10.1016/j.biocon.2003.08.016.

⁷ Moreno-Opo, R. (2007). El buitre negro. En: Moreno-Opo, R., Guil, F. (Coord.). Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro en España. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid; pp. 25-45.

A.4.1 Criterios de regulación temporal para la protección del buitre negro en Castilla y León

Además de las limitaciones espaciales, se establecen una serie de limitaciones estacionales y temporales a la actividad forestal. La regulación temporal se basa en los periodos de mayor o menor sensibilidad de las especies, por lo que presenta ligeras variaciones de unas a otras. Así se ha establecido una gradación por periodos, definidos por letras mayúsculas de la A a la D, que contemplan las épocas de menor a mayor repercusión de las actuaciones sobre estas especies. A continuación, se muestra el Calendario de limitaciones temporales o estacionales a la actividad forestal (¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.). La ejecución de actuaciones quedará limitada en el tiempo, tanto para las áreas de gestión restringida como para las áreas de gestión condicionada en función del ciclo biológico de la especie, como se muestra a continuación.

LIMITACIONES TEMPORALES A LA GESTIÓN													
ESPECIE	CALENDARIO DE PERIODOS DEL AÑO SEGÚN LA SENSIBILIDAD DE LA ESPECIE EN FUNCIÓN DE SU CICLO BIOLÓGICO Y DE CRÍA												
	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	JULIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE	
	1-15	16-31	1-15	16-29	1-15	16-31	1-15	16-30	1-15	16-31	1-15	16-30	1-15
BUITRE NEGRO	B	D				C		D		B	A		

ESPECIE	PERIODO	LIMITACIONES TEMPORALES O ESTACIONALES SEGÚN PERIODOS	
		ÁREAS DE GESTIÓN RESTRINGIDA	ÁREAS DE GESTIÓN CONDICIONADA
BUITRE NEGRO	A	a) Las únicas cortas de arbolado que se practicarán serán las de tipo sanitario o forzoso b) Periodo al que se restringe cualquier otro tipo de actuaciones planificadas	Se podrán ejecutar las actuaciones planificadas
	B	Queda suspendida cualquier actuación, excepto inventariación, señalamientos y reparación manual de instalaciones	Se podrán realizar también trabajos mecanizados que puedan terminarse en una jornada
	C	Queda suspendida cualquier tipo de actuación	Queda suspendida cualquier actuación, excepto inventariación, señalamientos y reparación manual de instalaciones
	D	Queda suspendida cualquier tipo de actuación	Queda suspendida cualquier tipo de actuación

Figura A 2. Limitaciones estacionales o temporales a la actividad forestal según el ciclo biológico del buitre negro. Fuente: Jiménez et al. (2006).

En base a la información mostrada en la figura anterior, se detallan los periodos reflejados en la misma:

- **Periodo A.** Comprende del 1 de octubre al 31 de diciembre. Periodo de menor repercusión sobre la especie, dentro del cual se podrán ejecutar las diferentes actuaciones planificadas dentro del mismo en el AGC, en AGR fitosanitarias o forzosas.
- **Periodos B.** Comprenden las dos quincenas, anterior y posterior, al periodo reproductor de la especie, abarcan del 1 al 15 de enero y del 16 al 30 de septiembre respectivamente. Durante estos periodos en las áreas de gestión restringida sólo se podrán realizar labores de inventario y de señalamientos; mientras que en las áreas de gestión condicionada además de estos trabajos se podrán efectuar operaciones mecanizadas que estén concluidos en una jornada laboral.

- **Periodo C.** Del 1 de mayo al 30 de junio. Únicamente se podrán practicar sobre las áreas de gestión condicionada actuaciones de incidencia baja caracterizadas por su corta duración, por la necesidad de su ejecución durante ese periodo y por las reducidas molestias que pudieran ocasionar sobre la especie, como por ejemplo inventarios y señalamientos.
- **Periodos D.** Son las dos épocas de mayor sensibilidad para esta especie. La primera tiene lugar entre el 16 de enero y el 30 de abril, y es el periodo de nidificación, incubación de los huevos y el comienzo de la cría de los pollos; La segunda acontece entre el 1 de julio y el 15 de septiembre, época en que los pollos están finalizando su periodo de cría y son muy sensibles a cualquier tipo de molestias. Durante estos periodos se suspenden todo tipo de actuaciones tanto en las áreas de gestión restringida como en áreas de gestión condicionada.

A.5. Alternativas selvícolas consideradas en el Modelo de idoneidad selvícola

Los dos primeros denominados mediante las siglas BAU (*Business As Usual*) consisten en la aplicación de un aclareo sucesivo en una secuencia de 4 cortas (Diseminatoria, Primera Aclaratoria, Segunda Aclaratoria y Final) cada diez años. En ambos casos, tras las cortas finales se mantiene un 2% del volumen de madera en pie con fines de conservación. Este arbolado residual podrá disponerse en pequeños grupos o bien mediante pies dispersos por el cantón, que permanecerán en pie hasta la decrepitud de la masa. La diferencia entre BAU1 y BAU2, reside en que el primero de ellos proviene de claras de moderadas y por lo bajo y el segundo de ellos se realiza tras la aplicación de claras fuertes (Rojo y Montero, 1996).

El tercer tratamiento denominado *Group Selection* (GS) consiste en la aplicación de una selvicultura que pretende obtener una masa irregular, a través de cortas de entresaca por bosquetes. Los bosquetes se han definido de tamaño mediano a grande (0,5-1 ha) siguiendo a Madrigal (1994), de forma cuadrada o circular, mediante cortas que simulan un aclareo sucesivo en dos tiempos de diferente intensidad (60%, 35%) y un 5% del volumen de madera permanece como reserva de arbolado tras la corta final.

Los tratamientos correspondientes a las siglas GTR (*Green Tree Retention*) consisten en la aplicación de un sistema de cortas BAU (tratamiento definido anteriormente) pero estableciendo un porcentaje de retención inicial previo a aplicar este sistema de cortas. Así, GTR1 se inicia tras la aplicación de claras moderadas, se retiene un 15% del volumen inicial y a continuación se aplicaría la secuencia de cortas propuesta en BAU1. Por otro lado, GTR2 se aplica tras la realización de claras fuertes y se retiene un 30% previo a las cortas planificadas en BAU2. Los valores de retención propuestos en GTR1 y GTR2 hacen referencia a los valores definidos en la literatura, donde el 15% se corresponde con el valor mínimo recomendado en la aplicación de este tipo de herramientas en algunos trabajos (Rosenvald y Löhmus, 2008; Holloway et al., 2012) mientras que otros autores recomiendan utilizar un porcentaje mayor en torno al 30% (Pastur et al., 2007; Sullivan y Sullivan, 2018), si bien es cierto que existe una gran variabilidad entre países (Gustafsson et al., 2012). De

forma análoga, los porcentajes de corta correspondientes a las cortas diseminatoria, aclaratorias y final propuestas en BAU1 y BAU2 reducen ligeramente su intensidad cada caso, para adaptarse a la reserva de arbolado residual maduro según los porcentajes propuestos para GTR1 y GTR2.

A continuación, se ha definido un tratamiento para aplicar a priori en las zonas que han quedado incluidas dentro del Parque Nacional, que dan nombre a esta alternativa **PN**. Las particularidades de este tratamiento se encuentran reflejadas en el "Informe sobre adaptación de la gestión selvícola a los objetivos del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama" (Cabrera, 2014). De esta forma, esta alternativa consiste en un Aclareo Sucesivo, pero moderado en relación con el que viene aplicando, con un ligero alargamiento del turno correspondiente a 140 años, procedente de claras moderadas y por lo bajo. La secuencia de cortas consiste en una corta diseminatoria del orden del 40% del área basimétrica inicial, seguida de dos aclaratorias (10% cada una), y no se realizan cortas finales, dejando una densidad de arbolado semillero en pie superior a los 60 árboles por hectárea, tanto en golpes o pequeños bosquetes, como en grupos de varios árboles o bien pies aislados, estos preferentemente de entre los mejor conformados y de mayores dimensiones y copas más amplias (equivalente al 40% del área basimétrica restante)

Por último, la alternativa NOM (NO Management) considera la posibilidad de no intervenir la masa, simulando la dinámica de masas naturales y propiciando la creación de zonas de bosque maduro.

Anexo B. Tablas de producción

Tabla B 1. Tabla de producción para *Pinus sylvestris* L. en la Sierra de Guadarrama. Régimen moderado de claras (Tratamiento C): Calidad 17.

EDAD (años)	ALT. DOMIN. (m)	MASA PRINCIPAL ANTES DE LA CLARA						MASA EXTRAIDA						MASA TOTAL			EDAD (años)
		N.º DE PIES/ Ha	ALT. MEDIA (m)	DIAM. CUAD. MEDIO (cm)	AREA BASIM. (m²/Ha)	VOL. ARBOL MEDIO (m³)	VOL. (m³/Ha)	N.º DE PIES/ Ha	DIAM. CUAD. MEDIO (cm)	AREA BASIM. (m²/Ha)	VOL. ARBOL MEDIO (m³)	VOL. (m³/Ha)	VOL. ACUM. (m³/Ha)	VOL. (m³/Ha)	CREC. MEDIO ANUAL (m³/Ha)	CREC. CORR. ANUAL (m³/Ha)	
20	2,9	11.230	1,9	4,4	—	—	—	4.799	(4,2)	—	—	—	—	—	—	—	20
30	5,4	6.431	4,3	7,9	31,3	0,022	143,3	2.400	7,6	11,0	0,011	26,4	26,4	143,3	4,78	—	30
40	7,9	4.031	6,7	11,5	42,1	0,052	208,6	1.567	10,1	12,5	0,028	43,9	70,3	235,1	5,88	9,17	40
50	10,2	2.464	8,9	15,9	48,6	0,111	274,0	734	13,1	9,9	0,061	44,8	115,1	344,3	6,89	10,92	50
60	12,1	1.730	10,7	19,6	52,3	0,190	328,3	425	16,4	9,0	0,114	48,5	163,6	443,4	7,39	9,92	60
70	13,8	1.305	12,4	23,1	54,6	0,289	376,6	246	19,0	7,0	0,173	42,6	206,2	540,2	7,72	9,68	70
80	15,1	1.059	13,6	25,9	55,9	0,390	412,5	165	21,9	6,2	0,253	41,7	247,9	618,7	7,73	7,84	80
90	16,2	894	14,7	28,4	56,7	0,495	442,3	108	23,9	4,8	0,322	34,8	282,7	690,2	7,67	7,15	90
100	17,0	786	15,4	30,4	57,0	0,589	462,9	81	25,4	4,1	0,383	31,0	313,7	745,5	7,46	5,53	100
110	17,7	705	16,1	32,2	57,3	0,682	480,6	58	26,8	3,3	0,443	25,7	339,4	794,3	7,22	4,88	110
120	18,2	647	16,6	33,6	57,3	0,761	492,3	45	27,9	2,8	0,495	22,3	361,7	831,8	6,93	3,75	120
130	18,6	602	17,0	34,8	57,3	0,833	501,3	35	28,9	2,3	0,541	18,9	380,6	862,9	6,64	3,11	130
140	18,9	567	17,3	35,8	57,2	0,895	507,3	26	29,7	1,8	0,582	15,1	395,7	887,9	6,34	2,50	140
150	19,1	541	17,4	36,6	57,1	0,944	510,8	24	30,4	1,7	0,614	14,7	410,4	906,4	6,04	1,85	150
160	19,3	517	17,6	37,4	56,9	0,995	514,2	22	31,0	1,7	0,647	14,2	424,6	924,6	5,78	1,82	160
170	19,5	495	17,8	38,2	56,8	1,046	517,8	16	31,6	1,3	0,680	10,9	435,5	942,4	5,54	1,78	170
180	19,6	479	17,9	38,8	56,6	1,083	518,7	—	—	—	—	—	—	—	—	—	180

Fuente: Rojo y Montero (1996).

Tabla B 2. Tabla de producción para *Pinus sylvestris* L. en la Sierra de Guadarrama. Régimen moderado de claras (Tratamiento C): Calidad 20.

EDAD (años)	ALT. DOMIN. (m)	MASA PRINCIPAL ANTES DE LA CLARA						MASA EXTRAIDA						MASA TOTAL			EDAD (años)
		N.º DE PIES/ Ha	ALT. MEDIA (m)	DIAM. CUAD. MEDIO (cm)	AREA BASIM. (m²/Ha)	VOL. ARBOL MEDIO (m³)	VOL. (m³/Ha)	N.º DE PIES/ Ha	DIAM. CUAD. MEDIO (cm)	AREA BASIM. (m²/Ha)	VOL. ARBOL MEDIO (m³)	VOL. (m³/Ha)	VOL. ACUM. (m³/Ha)	VOL. (m³/Ha)	CREC. MEDIO ANUAL (m³/Ha)	CREC. CORR. ANUAL (m³/Ha)	
20	3,3	9.920	2,3	5,0	19,6	0,010	101,8	4.384	(4,6)	—	—	—	—	101,8	5,09	—	20
30	6,3	5.536	5,2	9,0	35,5	0,030	165,3	2.192	8,3	11,8	0,015	32,9	32,9	165,3	5,51	6,35	30
40	9,4	3.344	8,1	13,4	47,4	0,076	253,7	1.377	11,3	13,9	0,042	57,8	90,7	286,6	7,16	12,13	40
50	12,2	1.967	10,8	18,6	53,6	0,171	337,0	619	14,9	10,8	0,094	58,2	148,9	427,7	8,55	14,12	50
60	14,5	1.348	13,0	23,2	56,8	0,300	404,5	335	18,9	9,4	0,180	60,3	209,2	553,4	9,22	12,57	60
70	16,4	1.013	14,9	27,1	58,5	0,453	458,8	196	21,8	7,3	0,272	53,3	262,5	667,9	9,54	11,45	70
80	17,9	817	16,3	30,4	59,4	0,612	500,1	127	25,3	6,4	0,398	50,5	313,0	762,6	9,53	9,46	80
90	19,1	690	17,4	33,2	59,8	0,771	531,9	84	27,4	5,0	0,501	42,1	355,1	845,0	9,39	8,24	90
100	20,0	606	18,3	35,5	60,0	0,915	554,6	60	29,2	4,0	0,595	35,7	390,8	909,7	9,10	6,47	100
110	20,7	546	19,0	37,4	60,0	1,046	571,2	43	30,7	3,2	0,680	29,2	420,0	962,0	8,75	5,23	110
120	21,2	503	19,5	38,9	59,8	1,157	582,0	34	31,9	2,7	0,752	25,6	445,6	1.002,0	8,35	4,01	120
130	21,6	469	19,9	40,2	59,6	1,258	590,0	30	33,0	2,6	0,818	24,5	470,1	1.035,5	7,97	3,35	130
140	22,0	439	20,2	41,5	59,5	1,362	598,1	20	34,0	1,8	0,886	17,7	487,8	1.068,2	7,63	3,27	140
150	22,2	419	20,4	42,4	59,2	1,434	600,7	19	34,7	1,8	0,932	17,7	505,5	1.088,5	7,26	2,03	150
160	22,4	400	20,6	43,3	59,0	1,508	603,2	13	35,4	1,3	0,980	12,7	518,2	1.108,7	6,93	2,02	160
170	22,5	387	20,7	44,0	58,8	1,559	603,5	13	36,0	1,3	1,014	13,2	531,4	1.121,7	6,60	1,30	170
180	22,6	374	20,8	44,6	58,5	1,614	603,6	—	—	—	—	—	—	—	—	—	180

Fuente: Rojo y Montero (1996).

Tabla B 3. Tabla de producción para *Pinus sylvestris* L. en la Sierra de Guadarrama. Régimen moderado de claras (Tratamiento C): Calidad 23.

TABLA DE PRODUCCION PARA *PINUS SYLVESTRIS* L. EN LA SIERRA DE GUADARRAMA
REGIMEN MODERADO DE CLARAS (TRATAMIENTO C); CALIDAD 23

EDAD (años)	ALT. DOMIN. (m)	MASA PRINCIPAL ANTES DE LA CLARA						MASA EXTRAIDA						MASA TOTAL			EDAD (años)
		N.º DE PIES/ Ha	ALT. MEDIA (m)	DIAM. CUAD. MEDIO (cm)	AREA BASIM. (m²/Ha)	VOL. ARBOL MEDIO (m³)	VOL. (m³/Ha)	N.º DE PIES/ Ha	DIAM. CUAD. MEDIO (cm)	AREA BASIM. (m²/Ha)	VOL. ARBOL MEDIO (m³)	VOL. (m³/Ha)	VOL. ACUM. (m³/Ha)	VOL. (m³/Ha)	CREC. MEDIO ANUAL (m³/Ha)	CREC. CORR. ANUAL (m³/Ha)	
20	3,6	8.717	2,6	5,6	21,8	0,012	107,3	3.932	(4,8)	—	—	—	—	107,3	5,37	—	20
30	7,3	4.785	6,1	10,3	39,9	0,040	192,1	1.966	8,9	12,1	0,020	39,3	39,3	192,1	6,40	8,47	30
40	10,9	2.819	9,6	15,3	52,1	0,107	302,4	1.212	12,5	14,8	0,059	71,5	110,8	341,7	8,54	14,96	40
50	14,2	1.607	12,7	21,4	57,8	0,251	403,6	527	16,7	11,5	0,138	72,7	183,5	514,4	10,29	17,27	50
60	16,9	1.080	15,3	26,7	60,5	0,448	483,9	271	21,4	9,7	0,269	72,9	256,4	667,4	11,12	15,31	60
70	19,0	809	17,4	31,2	61,7	0,672	543,4	160	24,7	7,6	0,403	64,5	320,9	799,8	11,43	13,24	70
80	20,7	649	19,0	34,9	62,2	0,909	589,8	100	28,6	6,4	0,591	59,1	380,0	910,7	11,38	11,09	80
90	22,0	549	20,2	38,0	62,4	1,136	623,5	68	31,0	5,1	0,738	50,2	430,2	1.003,5	11,15	9,28	90
100	23,0	481	21,2	40,6	62,3	1,347	647,8	46	33,0	3,9	0,875	40,3	470,5	1.078,0	10,78	7,45	100
110	23,7	435	21,9	42,6	62,1	1,524	663,1	36	34,6	3,4	0,991	35,7	506,2	1.133,0	10,31	5,56	110
120	24,3	399	22,4	44,4	61,9	1,694	675,8	26	36,1	2,7	1,101	28,6	534,8	1.182,0	9,85	4,83	120
130	24,7	373	22,8	45,8	61,6	1,830	682,8	21	37,2	2,3	1,190	25,0	559,8	1.217,6	9,37	3,56	130
140	25,0	352	23,1	47,1	61,2	1,951	686,9	16	38,2	1,8	1,268	20,3	580,1	1.246,7	8,90	2,91	140
150	25,2	336	23,3	48,0	60,9	2,049	688,5	14	38,9	1,7	1,332	18,6	598,7	1.268,6	8,46	2,19	150
160	25,4	322	23,5	49,0	60,7	2,145	690,7	11	39,7	1,4	1,394	15,3	614,0	1.289,3	8,06	2,07	160
170	25,5	311	23,6	49,7	60,3	2,219	690,0	11	40,3	1,4	1,442	15,9	629,9	1.304,0	7,67	1,47	170
180	25,6	300	23,7	50,5	60,0	2,297	689,2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	180

Fuente: Rojo y Montero (1996).

Tabla B 4. Tabla de producción para *Pinus sylvestris* L. en la Sierra de Guadarrama. Régimen moderado de claras (Tratamiento C): Calidad 26.

TABLA DE PRODUCCION PARA *PINUS SYLVESTRIS* L. EN LA SIERRA DE GUADARRAMA
REGIMEN MODERADO DE CLARAS (TRATAMIENTO C); CALIDAD 26

EDAD (años)	ALT. DOMIN. (m)	MASA PRINCIPAL ANTES DE LA CLARA						MASA EXTRAIDA						MASA TOTAL			EDAD (años)
		N.º DE PIES/ Ha	ALT. MEDIA (m)	DIAM. CUAD. MEDIO (cm)	AREA BASIM. (m²/Ha)	VOL. ARBOL MEDIO (m³)	VOL. (m³/Ha)	N.º DE PIES/ Ha	DIAM. CUAD. MEDIO (cm)	AREA BASIM. (m²/Ha)	VOL. ARBOL MEDIO (m³)	VOL. (m³/Ha)	VOL. ACUM. (m³/Ha)	VOL. (m³/Ha)	CREC. MEDIO ANUAL (m³/Ha)	CREC. CORR. ANUAL (m³/Ha)	
20	4,0	7.812	2,9	6,3	24,3	0,015	114,7	3.603	(5,2)	14,2	0,007	25,2	25,2	114,7	5,73	—	20
30	8,2	4.209	7,0	11,5	43,4	0,052	218,1	1.801	9,5	12,9	0,026	46,8	72,0	243,3	8,11	12,86	30
40	12,4	2.408	11,0	17,2	56,2	0,147	354,0	1.071	13,7	15,8	0,081	86,8	158,8	426,0	10,65	18,28	40
50	16,2	1.337	14,7	24,2	61,4	0,354	472,9	453	18,6	12,3	0,195	88,3	247,1	631,6	12,63	20,56	50
60	19,3	884	17,6	30,3	63,6	0,640	565,6	227	23,9	10,2	0,384	87,2	334,3	812,7	13,55	18,11	60
70	21,7	657	19,9	35,3	64,4	0,964	633,5	132	27,7	7,9	0,579	76,4	410,7	967,8	13,83	15,50	70
80	23,6	525	21,8	39,6	64,6	1,304	684,6	81	32,1	6,6	0,848	68,7	479,4	1.095,3	13,69	12,75	80
90	25,0	444	23,1	43,0	64,5	1,621	719,6	53	34,8	5,0	1,053	55,8	535,2	1.198,9	13,32	10,37	90
100	26,0	391	24,1	45,7	64,2	1,898	742,2	39	36,9	4,2	1,234	48,1	583,3	1.277,3	12,77	7,84	100
110	26,8	352	24,8	48,1	63,9	2,156	758,9	26	38,7	3,1	1,401	36,4	619,7	1.342,2	12,20	6,49	110
120	27,3	326	25,3	49,8	63,5	2,354	767,3	21	40,1	2,7	1,530	32,1	651,8	1.387,0	11,56	4,48	120
130	27,7	305	25,7	51,3	63,1	2,535	773,0	16	41,3	2,1	1,647	26,4	678,2	1.424,9	10,96	3,79	130
140	28,0	289	26,0	52,6	62,7	2,687	776,6	15	42,3	2,1	1,747	26,2	704,4	1.454,8	10,39	2,99	140
150	28,3	274	26,3	53,8	62,4	2,847	780,1	10	43,3	1,5	1,851	18,5	722,9	1.484,5	9,90	2,97	150
160	28,4	264	26,4	54,7	62,0	2,948	778,3	9	44,0	1,4	1,916	17,2	740,1	1.501,1	9,38	1,66	160
170	28,5	255	26,5	55,5	61,6	3,047	776,9	8	44,7	1,3	1,980	15,8	755,9	1.516,9	8,92	1,58	170
180	28,6	247	26,6	56,2	61,3	3,141	775,9	—	—	—	—	—	—	—	—	—	180

Fuente: Rojo y Montero (1996).

Tabla B 5. Tabla de producción para *Pinus sylvestris* L. en la Sierra de Guadarrama. Régimen moderado de claras (Tratamiento C): Calidad 29.

TABLA DE PRODUCCION PARA *PINUS SYLVESTRIS* L. EN LA SIERRA DE GUADARRAMA
REGIMEN MODERADO DE CLARAS (TRATAMIENTO C); CALIDAD 29

EDAD (años)	ALT. DOMIN. (m)	MASA PRINCIPAL ANTES DE LA CLARA						MASA EXTRAIDA						MASA TOTAL			EDAD (años)
		N.º DE PIES/ Ha	ALT. MEDIA (m)	DIAM. CUAD. MEDIO (cm)	AREA BASIM. (m²/Ha)	VOL. ARBOL MEDIO (m³)	VOL. (m³/Ha)	N.º DE PIES/ Ha	DIAM. CUAD. MEDIO (cm)	AREA BASIM. (m²/Ha)	VOL. ARBOL MEDIO (m³)	VOL. (m³/Ha)	VOL. ACUM. (m³/Ha)	VOL. (m³/Ha)	CREC. MEDIO ANUAL (m³/Ha)	CREC. CORR. ANUAL (m³/Ha)	
20	4,4	7.040	3,3	6,9	26,6	0,017	122,6	3.306	(5,6)	15,2	0,009	29,8	29,8	122,6	6,13	—	20
30	9,1	3.734	7,8	12,6	46,7	0,066	245,6	1.653	10,2	13,5	0,033	54,5	84,3	275,4	9,18	15,27	30
40	13,9	2.081	12,5	19,1	59,9	0,196	408,0	951	14,9	16,7	0,108	102,7	187,0	492,3	12,31	21,70	40
50	18,2	1.130	16,6	27,0	64,5	0,482	544,3	387	20,4	12,7	0,265	102,6	289,6	731,3	14,63	23,90	50
60	21,6	743	19,9	33,7	66,1	0,869	645,6	196	26,3	10,7	0,521	102,1	391,7	935,2	15,59	20,39	60
70	24,3	547	22,4	39,4	66,6	1,319	721,4	112	30,6	8,2	0,791	88,6	480,3	1.113,1	15,90	17,79	70
80	26,4	435	24,5	44,1	66,5	1,786	776,8	67	35,5	6,6	1,161	77,8	558,1	1.257,1	15,71	14,40	80
90	27,9	368	25,9	47,9	66,2	2,209	813,1	44	38,4	5,1	1,436	63,2	621,3	1.371,2	15,24	11,41	90
100	29,0	324	27,0	50,9	65,8	2,584	837,3	31	40,8	4,0	1,680	52,1	673,4	1.458,7	14,59	8,75	100
110	29,8	293	27,7	53,3	65,3	2,910	852,8	23	42,7	3,3	1,892	43,5	716,9	1.526,2	13,87	6,75	110
120	30,4	270	28,3	55,3	64,9	3,195	862,7	17	44,3	2,6	2,077	35,3	752,2	1.579,6	13,16	5,35	120
130	30,8	253	28,7	56,9	64,4	3,428	867,2	13	45,6	2,1	2,228	29,0	781,2	1.619,5	12,46	3,98	130
140	31,1	240	29,0	58,3	64,0	3,624	869,8	11	46,6	1,9	2,356	25,9	807,1	1.650,9	11,79	3,15	140
150	31,3	229	29,2	59,4	63,5	3,796	869,3	10	47,6	1,8	2,467	24,7	831,8	1.676,4	11,18	2,55	150
160	31,5	219	29,4	60,6	63,1	3,969	869,2	7	48,5	1,3	2,580	18,1	849,9	1.701,0	10,63	2,46	160
170	31,6	212	29,5	61,4	62,8	4,091	867,4	6	49,1	1,1	2,659	16,0	865,9	1.717,3	10,10	1,63	170
180	31,6	206	29,5	62,1	62,4	4,186	862,3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	180

Fuente: Rojo y Montero (1996).

Anexo C. Modelos

Definición de entradas del modelo.

Constantes

T representa la longitud del horizonte de planificación.

t representa un periodo de tiempo

$L = T / t$ representa el número de periodos en que se divide el horizonte de planificación.

ts representa el lapso de tiempo que define la clase de edad final.

$S = T / ts$ representa el número de clases de edad, teniendo en cuenta el rango de años en que se puede producir la regeneración.

B representa la superficie total del monte.

B_i representa la superficie correspondiente al cantón i .

a representa el porcentaje de la superficie retenida total máxima permitida.

b representa la superficie mínima de aprovechamiento cuando se eligen prescripciones de corta x_{ij}

b_{BAU_1} representa la superficie mínima de aprovechamiento cuando se eligen prescripciones de corta x_{BAU_1}

b_{BAU_2} representa la superficie mínima de aprovechamiento cuando se eligen prescripciones de corta x_{BAU_2}

b_{GS} representa la superficie mínima de aprovechamiento cuando se eligen prescripciones de corta x_{GS}

b_{GTR_1} representa la superficie mínima de aprovechamiento cuando se eligen prescripciones de corta x_{GTR_1}

b_{GTR_2} representa la superficie mínima de aprovechamiento cuando se eligen prescripciones de corta x_{GTR_2}

$mAge$ y $MAge$ representan las edades mínimas y máximas de corta durante el horizonte de planificación, respectivamente.

V_{ijl} representa el volumen aprovechado por hectárea en el cantón i , prescripción j en el periodo l .

F_z^i representa el inventario inicial en la calidad de estación z .

BVN representa el área de protección alrededor de los nidos de buitre negro.

CF_0 representa la inversión inicial y CF_t es el flujo de caja por año

r representa la tasa de descuento

γ representa el parámetro que expresa la densidad de la madera en toneladas por m^3 (0,5) y el porcentaje de contenido de carbono (50%) existente en la biomasa seca, cuyo valor se obtiene mediante $\gamma = 0,5 \cdot 0,5 = 0,25 tC / m^3$

Conjuntos de índices

i representa el número de cantones

j representa el número de prescripciones definidas para cada tratamiento siguiendo la estructura del Modelo I (Johnson y Scheurman, 1977).

k representa el número de clases de edad inicial

l representa el índice de los periodos en que se divide el horizonte de planificación.

z representa la calidad de estación

Variables

x_{ij} representa la superficie aprovechada en la prescripción j en el cantón i .

y_{ij} representa la superficie retenida en la prescripción j en el cantón i .

x_{BAU_1} representa la superficie aprovechada mediante BAU1 en la prescripción j en el cantón i .

x_{BAU_2} representa la superficie aprovechada mediante BAU2 en la prescripción j en el cantón i .

x_{GS} representa la superficie aprovechada mediante GS en la prescripción j en el cantón i .

x_{GTR_1} representa la superficie aprovechada mediante GTR1 en la prescripción j en el cantón i .

x_{GTR_2} representa la superficie aprovechada mediante GTR2 en la prescripción j en el cantón i .

x_{PN} representa la superficie aprovechada mediante PN en la prescripción j en el cantón i .

x_{NOM} representa la superficie aprovechada mediante NOM en la prescripción j en el cantón i .

ux_i representa una variable binaria para obligar a que la variable de decisión x_i tome un valor cero o un valor mayor o igual que la superficie de aprovechamiento mínima designada por los parámetros B , b_{BAU_1} , b_{BAU_2} , b_{GS} , b_{GTR_1} , b_{GTR_2} .

$disR_{ij}$ representa la superficie de retención dispersa cuando se eligen prescripciones de aprovechamiento, expresada como un porcentaje del área correspondiente al cantón i

A_s representa el área que pertenece a la clase de edad final S al final del periodo

F_z^j representa el inventario final para la calidad de estación Z .

SV_{ij} representa el volumen total que permanece en pie para la prescripción j en el cantón i .

P representa el porcentaje acumulado del número de pies por hectárea para cada unidad de gestión.

Q representa el porcentaje acumulado de volumen.

CC_{ij} representa la captura de carbono.

EC_{ij} representa las emisiones de carbono producidas por las cortas.

λ representa un parámetro de control.

D representa la máxima desviación.

R_q representa el recorrido que permite normalizar cada criterio q .

C0. Modelos LP

[1] Maximizar Volumen de madera (VOL)

Para el cálculo de este criterio en el Modelo inicial y Modelo de idoneidad selvícola

$$VOL = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J \sum_{l=1}^L V_{ijl} \cdot x_{ij} \forall i, j, l$$

Para el cálculo de este criterio en el Modelo con sistemas de retención

$$VOL = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J \sum_{l=1}^L V_{ijl} \cdot (x_{ij}(1 - disR_{ij})) \forall i, j, l$$

[2] Maximizar Valor Actual Neto (VAN)

$$VAN = -CF_0 + \sum_{t=1}^T \frac{CF_t}{(1+r)^t}$$

[3] Maximizar Balance de Carbono (C)

$$C = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J \gamma \cdot (CC_{ij} - EC_{ij}), \forall i, j$$

[4] Flujo de volumen por periodo (H)

Para el cálculo de este criterio en el Modelo inicial y Modelo de idoneidad selvícola

$$H_l = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J V_{ijl} \cdot x_{ijl}, \forall l$$

Para el cálculo de este criterio en el Modelo con sistemas de retención

$$H_l = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J V_{ijl} \cdot x_{ijl} \cdot (1 - disR_i), \forall l$$

$$H_{l+1} - H_l + n_l H - p_l H = 0, l = 1, \dots, L - 1$$

[6] Inventario Final (F)

$$F_z^f = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J SV_{ij} \cdot x_{ij}, \forall z$$

$$F_z^f + n_z F - p_z F \geq F_z^i$$

[7] Regulación (A)

$$A_s = \sum_{l=1}^2 x_{ijl} + \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J x_{ij}, s = 1$$

$$A_s = \sum_{l=2k-1}^{2k} x_{kjl}, 1 < s \leq S$$

$$A_s + n_s A - p_s A = B/S$$

[8] **Superficie Retenida (RA)**

$$RA = AGR + agrR + disR$$

$$agrR = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J y_{ij}$$

$$RA = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J BVN + (y_{ij} + disR_{ij} \cdot x_{ij}) \forall i, j$$

[9] **Superficie retenida no decreciente (NDRA)**

$$RA_{l+1} + n_l NDRA - p_l NDRA > RA_l, l = 1, \dots, L-1$$

[10] **Monte Normal (MN)**

$$MN = \left(\frac{n_l H + p_l H}{R_H} + \frac{n_z F + p_z F}{R_F} + \frac{n_s A + p_s A}{R_A} \right)$$

[11] **Idoneidad selvícola (IS)**

$$x_{BAU_1} + n_{BAU_1} - p_{BAU_1} = x_{BAU_1}^*$$

$$x_{BAU_2} + n_{BAU_2} - p_{BAU_2} = x_{BAU_2}^*$$

$$x_{GS} + n_{GS} - p_{GS} = x_{GS}^*$$

$$x_{GTR1} + n_{GTR1} - p_{GTR1} = x_{GTR1}^*$$

$$x_{GTR2} + n_{GTR2} - p_{GTR2} = x_{GTR2}^*$$

$$x_{PN} + n_{PN} - p_{PN} = x_{PN}^*$$

$$x_{NOM} + n_{NOM} - p_{NOM} = x_{NOM}^*$$

$$IS = B - \left(\sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J (w_{BAU1} \cdot n_{BAU1} + w_{BAU2} \cdot n_{BAU2} + w_{GS} \cdot n_{GS} + w_{GTR1} \cdot n_{GTR1} + w_{GTR2} \cdot n_{GTR2} + w_{PN} \cdot n_{PN} + w_{NOM} \cdot n_{NOM}) \right)$$

[12] **Índice de Gini (G)**

$$G = \frac{\sum_{i=1}^{k-1} (P_i - Q_i)}{\sum_{i=1}^{k-1} P_i}$$

C1. Modelo inicial

Criterios

VOL representa el volumen aprovechado al final del horizonte de planificación.

VAN representa el valor actual neto al final del horizonte de planificación.

C representa el balance de carbono al final del horizonte de planificación.

H_l representa el volumen aprovechado por período l .

F_z representa el inventario final para cada clase de edad Z .

A_s representa la superficie ocupada por cada clase de edad S .

Modelo de programación por metas ponderadas (WGP)

[1] Función de logro

$$\begin{aligned} MIN = & (w_{VOL} \cdot \left(\frac{n_{VOL}}{R_{VOL}} \right) + w_{VAN} \cdot \left(\frac{n_{VAN}}{R_{VAN}} \right) + w_C \cdot \left(\frac{n_C}{R_C} \right) + w_H \cdot \left(\frac{(n_l H + p_l H)}{R_H} \right) + \\ & + w_F \cdot \left(\frac{(n_z F + p_z F)}{R_F} \right) + w_A \cdot \left(\frac{(n_s A + p_s A)}{R_A} \right) \end{aligned}$$

[2] Volumen de madera (VOL)

$$VOL + n_{VOL} - p_{VOL} = VOL^*$$

[3] Valor Actual Neto (VAN)

$$VAN + n_{VAN} - p_{VAN} = VAN^*$$

[4] Balance de Carbono (C)

$$C + n_C - p_C = C^*$$

[5] Flujo de volumen por periodo (H)

$$H_{l+1} - H_l + n_l H - p_l H = 0, l = 1, \dots, L-1$$

[6] Inventario Final (F)

$$F_z^f + n_z F - p_z F \geq F_z^i$$

[7] Regulación (A)

$$A_s + n_s A - p_s A = B/S$$

Sujeto a:

[8] Superficie total

$$\sum_{j=1}^J x_{ij} = B_i \forall i, j$$

$$\sum_{\forall i} B_i = B$$

[9] Edades mínima y máxima de corta

$$x_{ij} = 0 \quad \forall i, j; \quad k < mAge$$

$$x_{ij} = 0 \quad \forall i, j; \quad k > MAge$$

[10] Restricciones de no negatividad

$$x_{ij} \geq 0, \forall i, j$$

$$n_{VOL}, n_{VAN}, n_C, n_l H, n_k F, n_s A \geq 0$$

$$p_{VOL}, p_{VAN}, p_C, p_l H, p_k F, p_s A \geq 0$$

C2. Modelo con sistemas de retención

Criterios

VOL representa el volumen aprovechado al final del horizonte de planificación.

VAN representa el valor actual neto al final del horizonte de planificación.

H_l representa el volumen aprovechado por período l .

F_z representa el inventario final para cada clase de edad Z .

A_s representa la superficie ocupada por cada clase de edad S .

RA representa la superficie retenida al final del horizonte de planificación.

$NDRA_l$ representa el área retenida no decreciente por período l .

Modelo de programación por metas extendidas (EGP)

[1] Función de logro

$$\begin{aligned} MIN = & (1 - \lambda) \cdot D + \lambda \cdot \left(w_{VOL} \cdot \left(\frac{n_{VOL}}{R_{VOL}} \right) + w_{VAN} \cdot \left(\frac{n_{VAN}}{R_{VAN}} \right) + w_H \cdot \left(\frac{(n_l H + p_l H)}{R_H} \right) + \right. \\ & \left. + w_F \cdot \left(\frac{(n_z F + p_z F)}{R_F} \right) + w_A \cdot \left(\frac{(n_s A + p_s A)}{R_A} \right) + w_{RA} \cdot \left(\frac{n_{RA}}{R_{RA}} \right) + w_{NDRA} \cdot \left(\frac{(n_l NDRA + p_l NDRA)}{R_{NDRA}} \right) \right) \end{aligned}$$

[2] Volumen de madera (VOL)

$$VOL + n_{VOL} - p_{VOL} = VOL *$$

[3] Valor Actual Neto (VAN)

$$VAN + n_{VAN} - p_{VAN} = VAN *$$

[4] Flujo de volumen por periodo (H)

$$H_{l+1} - H_l + n_l H - p_l H = 0, l = 1, \dots, L - 1$$

[5] Inventario Final (F)

$$F_z^f + n_z F - p_z F \geq F_z^i$$

[6] Regulación (A)

$$A_s + n_s A - p_s A = B/S$$

[7] **Superficie Retenida (RA)**

$$RA + n_{RA} - p_{RA} = RA^*$$

[8] **Superficie retenida no decreciente ($NDRA$)**

$$RA_{l+1} + n_l NDRA - p_l NDRA > RA_l, l = 1, \dots, L-1$$

Sujeto a:

[9] Superficie total

$$\sum_{j=1}^J x_{ij} + y_{ij} = B_i \forall i, j$$

$$\sum_{\forall i} B_i = B$$

[10] Máxima superficie total retenida permitida

$$\sum_{i=1}^I RA_{ij} \leq a \cdot B, \forall j$$

[11] Dominio de las variables auxiliares

$$ux_i \in \{0, 1\}$$

[12] Superficie mínima de corta

$$x_{ij} - b \cdot ux_i \geq 0 \forall i, j$$

$$x_{ij} = 0 \forall i, j; x_{ij} < b$$

[13] Edades mínima y máxima de corta

$$x_{ij} = 0 \quad \forall i, j; \quad k < mAge$$

$$x_{ij} = 0 \quad \forall i, j; \quad k > MAge$$

[14] Restricciones de no negatividad

$$x_{ij} \geq 0, \forall i, j$$

$$y_{ij} \geq 0, \forall i, j$$

$$n_{VOL}, n_{VAN}, n_l H, n_k F, n_s A, n_{RA}, n_l NDRA \geq 0$$

$$p_{VOL}, p_{VAN}, p_l H, p_k F, p_s A, p_{RA}, p_l NDRA \geq 0$$

C3. Modelo de idoneidad selvícola

Criterios

VOL representa el volumen aprovechado al final del horizonte de planificación.

VAN representa el valor actual neto al final del horizonte de planificación.

MN representa una función conjunta de monte normal que considera la igualdad de flujos de volumen en cada periodo (H_t), asegurar unas existencias mínimas de inventario final (F_z) y la regulación de clases de edad (A_s)

IS representa la idoneidad selvícola asociada a las particularidades de cada cantón i

C representa el balance de carbono al final del horizonte de planificación.

G representa el índice de GINI que mide la desigualdad.

Modelo de programación por metas lexicográficas (LGP)

[1] Función de logro

$$LexMIN = [U_1, U_2, -U_3]$$

$$U_1 = \left\{ w_{MN} \cdot \left(\frac{p_{MN}}{R_{MN}} \right) + w_{IS} \cdot \left(\frac{n_{IS}}{R_{IS}} \right) + w_G \cdot \left(\frac{p_G}{R_G} \right) \right\}$$

$$U_2 = \left\{ w_{VOL} \cdot \left(\frac{n_{VOL}}{R_{VOL}} \right) + w_{VAN} \cdot \left(\frac{n_{VAN}}{R_{VAN}} \right) + w_C \cdot \left(\frac{n_C}{R_C} \right) \right\}$$

$$U_3 = \left\{ w_{MN} \cdot \left(\frac{n_{MN}}{R_{MN}} \right) + w_{IS} \cdot \left(\frac{p_{IS}}{R_{IS}} \right) + w_G \cdot \left(\frac{n_G}{R_G} \right) + w_{VOL} \cdot \left(\frac{p_{VOL}}{R_{VOL}} \right) + w_{VAN} \cdot \left(\frac{p_{VAN}}{R_{VAN}} \right) + w_C \cdot \left(\frac{p_C}{R_C} \right) \right\}$$

[2] Volumen de madera (VOL)

$$VOL + n_{VOL} - p_{VOL} = VOL *$$

[3] Valor Actual Neto (VAN)

$$VAN + n_{VAN} - p_{VAN} = VAN *$$

[4] Monte Normal (MN)

$$MN + n_{MN} - p_{MN} = MN *$$

[5] Idoneidad selvícola (IS)

$$IS + n_{IS} - p_{IS} = IS *$$

[6] **Balance de Carbono (C)**

$$C + n_C - p_C = C^*$$

[7] **Índice de Gini (G)**

$$G + n_G - p_G = G^*$$

Sujeto a:

[8] Superficie total

$$\sum_{j=1}^J x_{ij} = B_i \forall i, j$$

$$x_{ij} = \sum_{j=1}^J x_{BAU_1} + x_{BAU_2} + x_{GS} + x_{GTR_1} + x_{GTR_2} + x_{PN_1} + x_{NOM} \forall i, j$$

$$\sum_{\forall i} B_i = B$$

[9] Dominio de las variables auxiliares

$$ux_i \in \{0,1\}$$

[10] Superficie mínima de corta

$$x_{BAU_1} - b_{BAU_1} \cdot ux_i \geq 0 \quad \forall i, j$$

$$x_{BAU_1} = 0 \quad \forall i, j; \quad x_{BAU_1} < b_{BAU_1}$$

$$x_{BAU_2} - b_{BAU_2} \cdot ux_i \geq 0 \quad \forall i, j$$

$$x_{BAU_2} = 0 \quad \forall i, j; \quad x_{BAU_2} < b_{BAU_2}$$

$$x_{GS} - b_{GS} \cdot ux_i \geq 0 \quad \forall i, j$$

$$x_{GS} = 0 \quad \forall i, j; \quad x_{GS} < b_{GS}$$

$$x_{GTR_1} - b_{GTR_1} \cdot ux_i \geq 0 \quad \forall i, j$$

$$x_{GTR_1} = 0 \quad \forall i, j; \quad x_{GTR_1} < b_{GTR_1}$$

$$x_{GTR_2} - b_{GTR_2} \cdot ux_i \geq 0 \quad \forall i, j$$

$$x_{GTR_2} = 0 \quad \forall i, j; \quad x_{GTR_2} < b_{GTR_2}$$

[11] Edades mínima y máxima de corta

$$x_{ij} = 0 \quad \forall i, j; \quad k < mAge$$

$$x_{ij} = 0 \quad \forall i, j; \quad k > MAge$$

[12] Volumen de corta mínimo por periodo

$$H_l \geq H_{\min}, \quad l = 1, \dots, L - 1$$

[13] Restricciones de no negatividad

$$x_{ij} \geq 0, \forall i, j$$

$$x_{BAU_2} \geq 0, x_{BAU_2} \geq 0, x_{GS} \geq 0, x_{GTR_1} \geq 0, x_{GTR_2} \geq 0, x_{PN} \geq 0, x_{NOM} \geq 0$$

$$n_{VOL}, n_{VAN}, n_{MN}, n_{IS}, n_C, n_G \geq 0, \quad p_{VOL}, p_{VAN}, p_{MN}, p_{IS}, p_C, p_G \geq 0$$

Anexo D. Interacciones con centros decisores

D1. Interacciones en el Modelo con sistemas de retención

Inicialmente se han considerado en el Monte una serie de objetivos de producción y ambientales. Para responder a este cuestionario se sugiere no pensar en el condicionante que supone la declaración de Parque Nacional que afecta a una parte de la superficie del Monte Pinar de Valsaín.

Los objetivos de producción considerados en este análisis son:

- Volumen (maximizar el volumen que se corta procedente de cortas finales y sólo de pino albar)
- VAN (rentabilidad obtenida en el monte por las cortas finales)
- Monte Normal: Estructura que se va a lograr en el monte en el Plan Especial

La idea de monte normal comprende tres aspectos:

- Conseguir una igualdad de cortas en cada período (Plan Especial)
- Conseguir la condición de regulación (que cada clase de edad ocupe la misma superficie al finalizar el Plan General)
- Asegurar una existencias mínimas al final del Plan General, establecidas como un Inventario Final (stock de madera que permanece en el monte), coincidente con el existente al principio de la planificación.

Los objetivos ambientales considerados en este análisis son:

- La superficie que no se corta por motivo de protección de la biodiversidad. Esta superficie (superficie retenida) se asume un proxy de un objetivo de conservación de la biodiversidad
- Estructura de la retención: cómo se va a efectuar en el tiempo esta asignación de superficies sin cortar. Conseguir que la superficie retenida no decrezca en cada Plan Especial que compone el Plan General.

OBJETIVOS DE PRODUCCIÓN vs OBJETIVOS AMBIENTALES

- a) LOS OBJETIVOS DE **PRODUCCIÓN** SON IGUALMENTE IMPORTANTE QUE LOS OBJETIVOS **AMBIENTALES**
- b) LOS OBJETIVOS DE **PRODUCCIÓN** SON MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTES QUE LOS OBJETIVOS **AMBIENTALES**
- c) LOS OBJETIVOS DE **PRODUCCIÓN** SON FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTES QUE LOS OBJETIVOS **AMBIENTALES**
- d) LOS OBJETIVOS DE **PRODUCCIÓN** SON DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTES QUE LOS OBJETIVOS **AMBIENTALES**
- e) LOS OBJETIVOS DE **PRODUCCIÓN** SON EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTES QUE LOS OBJETIVOS **AMBIENTALES**
- f) LOS OBJETIVOS **AMBIENTALES** SON MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTES QUE LOS OBJETIVOS DE **PRODUCCIÓN**
- g) LOS OBJETIVOS **AMBIENTALES** SON FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTES QUE LOS OBJETIVOS DE **PRODUCCIÓN**
- h) LOS OBJETIVOS **AMBIENTALES** SON DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTES QUE LOS OBJETIVOS DE **PRODUCCIÓN**
- i) LOS OBJETIVOS **AMBIENTALES** SON EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTES QUE LOS OBJETIVOS DE **PRODUCCIÓN**

OBJETIVOS DE PRODUCCIÓN (I)

- a) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN** (CORTAS FINALES) ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN**
- b) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN**
- c) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN**
- d) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN**
- e) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN**
- f) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN**
- g) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN**
- h) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN**
- i) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN**

OBJETIVOS DE PRODUCCIÓN (II)

- a) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN** (CORTAS FINALES) ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **MONTE NORMAL**
- b) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **MONTE NORMAL**
- c) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTES QUE EL OBJETIVO **MONTE NORMAL**
- d) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **MONTE NORMAL**
- e) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **MONTE NORMAL**
- f) EL OBJETIVO **MONTE NORMAL** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN**
- g) EL OBJETIVO **MONTE NORMAL** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN**
- h) EL OBJETIVO **MONTE NORMAL** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN**
- i) EL OBJETIVO **MONTE NORMAL** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN**

OBJETIVOS DE PRODUCCIÓN (III)

- a) EL OBJETIVO MAXIMIZAR VAN ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MONTE NORMAL
- b) EL OBJETIVO MAXIMIZAR VAN ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MONTE NORMAL
- c) EL OBJETIVO MAXIMIZAR VAN ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTES QUE EL OBJETIVO MONTE NORMAL
- d) EL OBJETIVO MAXIMIZAR VAN ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MONTE NORMAL
- e) EL OBJETIVO MAXIMIZAR VAN ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MONTE NORMAL
- f) EL OBJETIVO MONTE NORMAL ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR VAN
- g) EL OBJETIVO MONTE NORMAL ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR VAN
- h) EL OBJETIVO MONTE NORMAL ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR VAN
- i) EL OBJETIVO MONTE NORMAL ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR VAN

OBJETIVOS DE MONTE NORMAL (I)

- a) EL OBJETIVO IGUALDAD CORTAS (EN CADA PERÍODO) ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO REGULACIÓN
- b) EL OBJETIVO IGUALDAD CORTAS ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO REGULACIÓN
- c) EL OBJETIVO IGUALDAD CORTAS ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO REGULACIÓN
- d) EL OBJETIVO IGUALDAD CORTAS ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO REGULACIÓN
- e) EL OBJETIVO IGUALDAD CORTAS ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO REGULACIÓN
- f) EL OBJETIVO REGULACIÓN ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO IGUALDAD CORTAS
- g) EL OBJETIVO REGULACIÓN ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO IGUALDAD CORTAS
- h) EL OBJETIVO REGULACIÓN ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO IGUALDAD CORTAS
- i) EL OBJETIVO REGULACIÓN ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO IGUALDAD CORTAS

OBJETIVOS DE MONTE NORMAL (II)

- a) EL OBJETIVO IGUALDAD CORTAS (EN CADA PERÍODO) ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO INVENTARIO FINAL
- b) EL OBJETIVO IGUALDAD CORTAS ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO INVENTARIO FINAL
- c) EL OBJETIVO IGUALDAD CORTAS ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO INVENTARIO FINAL
- d) EL OBJETIVO IGUALDAD CORTAS ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO INVENTARIO FINAL
- e) EL OBJETIVO IGUALDAD CORTAS ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO INVENTARIO FINAL
- f) EL OBJETIVO INVENTARIO FINAL ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO IGUALDAD CORTAS
- g) EL OBJETIVO INVENTARIO FINAL ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO IGUALDAD CORTAS
- h) EL OBJETIVO INVENTARIO FINAL ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO IGUALDAD CORTAS
- i) EL OBJETIVO INVENTARIO FINAL ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO IGUALDAD CORTAS

OBJETIVOS DE MONTE NORMAL (III)

- a) EL OBJETIVO **REGULACIÓN** (EN CADA PERÍODO) ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **INVENTARIO FINAL**
- b) EL OBJETIVO **REGULACIÓN** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **INVENTARIO FINAL**
- c) EL OBJETIVO **REGULACIÓN** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **INVENTARIO FINAL**
- d) EL OBJETIVO **REGULACIÓN** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **INVENTARIO FINAL**
- e) EL OBJETIVO **REGULACIÓN** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **INVENTARIO FINAL**
- f) EL OBJETIVO **INVENTARIO FINAL** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **REGULACIÓN**
- g) EL OBJETIVO **INVENTARIO FINAL** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **REGULACIÓN**
- h) EL OBJETIVO **INVENTARIO FINAL** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **REGULACIÓN**
- i) EL OBJETIVO **INVENTARIO FINAL** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **REGULACIÓN**

OBJETIVOS AMBIENTALES (I)

- a) EL OBJETIVO **MAXIMIZAR SUPERFICIE RETENIDA** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **ESTRUCTURA RETENCIÓN**
- b) EL OBJETIVO **MAXIMIZAR SUPERFICIE RETENIDA** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **ESTRUCTURA RETENCIÓN**
- c) EL OBJETIVO **MAXIMIZAR SUPERFICIE RETENIDA** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **ESTRUCTURA RETENCIÓN**
- d) EL OBJETIVO **MAXIMIZAR SUPERFICIE RETENIDA** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **ESTRUCTURA RETENCIÓN**
- e) EL OBJETIVO **MAXIMIZAR SUPERFICIE RETENIDA** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **ESTRUCTURA RETENCIÓN**
- f) EL OBJETIVO **ESTRUCTURA RETENCIÓN** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **MAXIMIZAR SUPERFICIE RETENIDA**
- g) EL OBJETIVO **ESTRUCTURA RETENCIÓN** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **MAXIMIZAR SUPERFICIE RETENIDA**
- h) EL OBJETIVO **ESTRUCTURA RETENCIÓN** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **MAXIMIZAR SUPERFICIE RETENIDA**
- i) EL OBJETIVO **ESTRUCTURA RETENCIÓN** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **MAXIMIZAR SUPERFICIE RETENIDA**

TARGETS ASOCIADOS A CADA OBJETIVO RESPECTO A SU VALOR ÓPTIMO O IDEAL

Tabla D 1. Nivel de aspiración asignado a los criterios considerados en el Modelo con sistemas de retención. Fuente: Luis Díaz Balteiro (2018)

Objetivos	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
Volumen										
VAN										
Igualdad de cortas										
Regulación										
Inventario Final										
Carbono										
Sup retenida										
Sup. Retenida no decreciente										
Volumen sin cortar										

D2. Interacciones en el Modelo de idoneidad selvícola

D2.1 Ponderación de los criterios en el Modelo de idoneidad selvícola

A continuación, se plantea un cuestionario acerca de los 6 criterios introducidos en este modelo, con la idea de que el centro decisor muestre sus preferencias eligiendo una las respuestas posibles en las comparaciones que se establecen más adelante (presentes en los siguientes recuadros). En primer lugar, se presentan los criterios considerados en este estudio, para a continuación asignar una respuesta a las comparaciones entre pilares y criterios dos a dos (respuestas a-i), y por último, se pregunta acerca de los targets (expresados como un porcentaje del valor máximo) deseados para cada criterio al final de esta encuesta.

Los criterios considerados se agrupan en dos niveles de prioridad:

El Primer nivel de prioridad considera los tres criterios siguientes:

1. Monte Normal: Estructura que se va a lograr en el monte en el Plan Especial mediante una FUNCIÓN CONJUNTA de los tres criterios que conforman este concepto.
 - Conseguir una igualdad de cortas en cada período (Plan Especial)
 - Conseguir la condición de regulación (que cada clase de edad ocupe la misma superficie al finalizar el Plan General)
 - Asegurar una existencias mínimas al final del Plan General, establecidas como un Inventario Final (stock de madera que permanece en el monte), coincidente con el existente al principio de la planificación.
2. Idoneidad selvícola: considera la aplicación de la selvicultura adecuada en cada unidad de gestión, de forma que se propone la selvicultura que sería preferida en función de las características de cada cantón y de las preferencias que han sido expresadas por Miguel Cabrera.
3. Estructura Irregular: la idea de incluir este criterio reside en obtener al final de la duración de la planificación una evaluación de la tendencia irregular de la masa forestal como medida de conservación (cuanto más irregular, mejor), como consecuencia de la aplicación de los diferentes tratamientos selvícolas anteriormente citados.

El Segundo nivel de prioridad considera los siguientes tres criterios:

1. El balance de **carbono** (C) obtenido al final del horizonte de planificación.
2. El **volumen de madera** aprovechado a lo largo del horizonte de planificación, que consiste en maximizar el volumen que se corta de pino albar.
3. El Valor Actual Neto (VAN) al final del horizonte de planificación, que expresa la máxima rentabilidad obtenida en las cortas de esta especie.

Tras esta breve explicación, comienza la encuesta mediante comparaciones por pares entre los criterios considerados en cada nivel de prioridad:

PRIORIDAD I

MONTE NORMAL vs IDONEIDAD SELVÍCOLA

- a) EL OBJETIVO MONTE NORMAL (CONSIDERANDO LOS TRES CRITERIOS QUE LO COMPONEN) ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **IDONEIDAD SELVÍCOLA**
- b) EL OBJETIVO MONTE NORMAL ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **IDONEIDAD SELVÍCOLA**
- c) EL OBJETIVO MONTE NORMAL ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **IDONEIDAD SELVÍCOLA**
- d) EL OBJETIVO MONTE NORMAL ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **IDONEIDAD SELVÍCOLA**
- e) EL OBJETIVO MONTE NORMAL ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **IDONEIDAD SELVÍCOLA**
- f) EL OBJETIVO **IDONEIDAD SELVÍCOLA** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MONTE NORMAL
- g) EL OBJETIVO **IDONEIDAD SELVÍCOLA** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MONTE NORMAL
- h) EL OBJETIVO **IDONEIDAD SELVÍCOLA** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MONTE NORMAL
- i) EL OBJETIVO **IDONEIDAD SELVÍCOLA** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MONTE NORMAL

MONTE NORMAL vs ESTRUCTURA IRREGULAR

- a) EL OBJETIVO MONTE NORMAL ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **ESTRUCTURA IRREGULAR**
- b) EL OBJETIVO MONTE NORMAL ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **ESTRUCTURA IRREGULAR**
- c) EL OBJETIVO MONTE NORMAL ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **ESTRUCTURA IRREGULAR**
- d) EL OBJETIVO MONTE NORMAL ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **ESTRUCTURA IRREGULAR**
- e) EL OBJETIVO MONTE NORMAL ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **ESTRUCTURA IRREGULAR**
- f) EL OBJETIVO **ESTRUCTURA IRREGULAR** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MONTE NORMAL
- g) EL OBJETIVO **ESTRUCTURA IRREGULAR** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MONTE NORMAL
- h) EL OBJETIVO **ESTRUCTURA IRREGULAR** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MONTE NORMAL
- i) EL OBJETIVO **ESTRUCTURA IRREGULAR** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MONTE NORMAL

IDONEIDAD SELVÍCOLA vs ESTRUCTURA IRREGULAR

- a) EL OBJETIVO **IDONEIDAD SELVÍCOLA** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **ESTRUCTURA IRREGULAR**
- b) EL OBJETIVO **IDONEIDAD SELVÍCOLA** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **ESTRUCTURA IRREGULAR**
- c) EL OBJETIVO **IDONEIDAD SELVÍCOLA** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **ESTRUCTURA IRREGULAR**
- d) EL OBJETIVO **IDONEIDAD SELVÍCOLA** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **ESTRUCTURA IRREGULAR**
- e) EL OBJETIVO **IDONEIDAD SELVÍCOLA** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **ESTRUCTURA IRREGULAR**
- f) EL OBJETIVO **ESTRUCTURA IRREGULAR** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **IDONEIDAD SELVÍCOLA**
- g) EL OBJETIVO **ESTRUCTURA IRREGULAR** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **IDONEIDAD SELVÍCOLA**
- h) EL OBJETIVO **ESTRUCTURA IRREGULAR** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **IDONEIDAD SELVÍCOLA**
- i) EL OBJETIVO **ESTRUCTURA IRREGULAR** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **IDONEIDAD SELVÍCOLA**

PRIORIDAD II

VOLUMEN vs VAN

- a) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN**
- b) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN**
- c) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN**
- d) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN**
- e) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN**
- f) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN**
- g) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN**
- h) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN**
- i) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN**

VOLUMEN vs CARBONO

- a) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **CARBONO**
- b) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **CARBONO**
- c) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **CARBONO**
- d) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **CARBONO**
- e) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **CARBONO**
- f) EL OBJETIVO **CARBONO** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN**
- g) EL OBJETIVO **CARBONO** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN**
- h) EL OBJETIVO **CARBONO** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN**
- i) EL OBJETIVO **CARBONO** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VOLUMEN**

VAN vs CARBONO

- a) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **CARBONO**
- b) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **CARBONO**
- c) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **CARBONO**
- d) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **CARBONO**
- e) EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO **CARBONO**
- f) EL OBJETIVO **CARBONO** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN**
- g) EL OBJETIVO **CARBONO** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN**
- h) EL OBJETIVO **CARBONO** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN**
- i) EL OBJETIVO **CARBONO** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE EL OBJETIVO MAXIMIZAR **VAN**

D2.2 Ponderación selvícola

La idea que subyace en este cuestionario es la de obtener unos pesos que reflejen la preferencia sobre la aplicación de unas determinadas alternativas selvícolas sobre otras en distintos cuarteles/cantones del monte “Pinar de Valsaín”. Lo que se pretende es que se comparen dos a dos distintas selviculturas para cada caso y se cuantifique (o no) la importancia de una sobre la otra. Para ello se va a utilizar este tipo de preguntas:

- a) La alternativa selvícola 1 es IGUALMENTE IMPORTANTE que la alternativa selvícola 2
- b) La alternativa selvícola 1 es MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE que la alternativa selvícola 2
- c) La alternativa selvícola 1 es FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE que la alternativa selvícola 2
- d) La alternativa selvícola 1 es DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE que la alternativa selvícola 2
- e) La alternativa selvícola 1 es EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE que la alternativa selvícola 2

Siendo la “alternativa selvícola 1” una alternativa que se pueda plantear en un cuartel/cantón y la alternativa selvícola 2” otra alternativa selvícola que se ha definido como plausible de dicho cuartel/cantón (por ejemplo “alternativa selvícola 1”= selvicultura en el Parque Nacional y “alternativa selvícola 2” = No manejo)

Por si no se entiende bien, la escala que se utiliza (IGUALMENTE, MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE, etc.) se corresponde a una escala numérica

- IGUALMENTE IMPORTANTE: ambas alternativas selvícolas tienen el mismo valor (1)
- MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE: la alternativa 1 presenta una mayor importancia que la alternativa 2, y esa importancia se puede cuantificar en (3) (3 veces más importante)
- FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE: la alternativa 1 presenta una mayor importancia que la alternativa 2, y esa importancia se puede cuantificar en (5) (5 veces más importante)
- DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE: la alternativa 1 presenta una mayor importancia que la alternativa 2, y esa importancia se puede cuantificar en (7) (7 veces más importante)
- EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE: la alternativa 1 presenta una mayor importancia que la alternativa 2, y esa importancia se puede cuantificar en (9) (9 veces más importante)

Si se desea otorgar un peso intermedio (por ejemplo: 2, 4, 6 u 8) sólo hace falta indicarlo en las respuestas que se muestran a continuación (cuadrado al final de cada respuesta)

Cantones pertenecientes a cuarteles (Ejemplo: Vedado, Botillo, Vaquerizas Bajas, etc.) de las tres secciones del monte que no son de protección ni de recreo ni pertenecen al P.N., ni tienen nidos ni son cantones especiales

- a) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU1** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU 2**
- b) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU1** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU2**
- c) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU1** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU2**
- d) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU1** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU2**
- e) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU1** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU2**
- f) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU2** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU1**
- g) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU2** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU1**
- h) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU2** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU1**
- i) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU2** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU1**

- a) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU1** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- b) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU1** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- c) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU1** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- d) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU1** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- e) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU1** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- f) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU1**
- g) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU1**
- h) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU1**
- i) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU1**

- a) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU2** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- b) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU2** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- c) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU2** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- d) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU2** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- e) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU2** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- f) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU2**
- g) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU2**
- h) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU2**
- i) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **BAU2**

Cantones pertenecientes a cuarteles de protección, de recreo o al Parque Nacional

- a) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- b) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- c) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- d) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- e) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- f) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- g) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- h) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- i) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**

Cantones especiales y que NO pertenecen al Parque Nacional

- a) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- b) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- c) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- d) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- e) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- f) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**
- g) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**
- h) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**
- i) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**

Cantones especiales con NIDOS y que NO pertenecen al Parque Nacional

- a) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- b) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- c) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- d) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- e) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- f) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**
- g) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**
- h) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**
- i) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**

- a) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- b) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- c) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- d) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- e) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- f) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**
- g) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**
- h) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**
- i) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**

- a) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- b) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- c) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- d) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- e) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- f) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- g) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- h) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- i) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**

- a) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- b) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- c) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- d) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- e) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- f) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**
- g) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**
- h) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**
- i) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**

Cantones especiales y que pertenecen al Parque Nacional

- a) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- b) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- c) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- d) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- e) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- f) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**
- g) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**
- h) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**
- i) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**

- a) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- b) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- c) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- d) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- e) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- f) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**
- g) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**
- h) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**
- i) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GS**

- a) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- b) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- c) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- d) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- e) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- f) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- g) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- h) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- i) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**

Cantones con nidos y que están FUERA del Parque Nacional

- a) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- b) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- c) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- d) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- e) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- f) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- g) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- h) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**
- i) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR1**

Cantones con nidos y que están DENTRO del Parque Nacional

- a) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- b) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- c) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- d) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- e) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- f) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- g) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- h) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- i) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**

- a) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- b) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- c) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- d) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- e) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- f) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- g) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- h) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**
- i) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **GTR2**

- a) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES IGUALMENTE IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- b) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- c) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- d) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- e) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL**
- f) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL** ES MODERADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- g) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL** ES FUERTEMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- h) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL** ES DEMOSTRADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**
- i) LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **PARQUE NACIONAL** ES EXTREMADAMENTE MÁS IMPORTANTE QUE LA ALTERNATIVA SELVÍCOLA **NO MANEJO**

Anexo E. Calendario de cortas correspondiente al primer periodo según la 7ª Revisión y los modelos desarrollados en esta Tesis

En este apartado se muestran gráficamente algunos resultados obtenidos en los modelos desarrollados en esta Tesis. En concreto, se representan mediante sucesivos mapas los cantones que han sido seleccionados para ser aprovechados en el primer periodo (10 años), según la información reflejada en la 7ª Revisión (**Figura E 1**) y las soluciones obtenidas para los modelos aquí desarrollados (**Figura E 2-Figura E 6**). De forma complementaria al apartado 7.3 de la Discusión donde se establecieron sucesivas comparaciones entre los valores de posibilidad obtenidos, en este apartado se presentan los cantones seleccionados en la obtención de esos valores. En este punto, conviene aclarar que en caso de seleccionarse un cantón, ello no implica que se aproveche la totalidad de la superficie del mismo, sino que dependerá de las alternativas selvícolas definidas en cada modelo y en función del tipo o la intensidad de corta propuesta en cada uno de los tratamientos. En el caso de la 7ª Revisión, sobre los cantones se aplicará previsiblemente la última corta (corta final o de regeneración) correspondiente al aclareo sucesivo que se aplica en el Pinar (BAU); mientras que para los modelos multicriterio hará referencia al tipo de selvicultura asociada a cada prescripción. En concreto, para el Modelo inicial, los cantones sí serían aprovechados en su totalidad (las cortas se definirían como cortas en un solo tiempo), mientras que para el resto de modelos podría representar la aplicación de una corta dentro de la secuencia propuesta para cada tratamiento (diseminatoria, aclaratoria o final para BAU por ejemplo). De esta forma, cuando los cantones aparecen resaltados implica que van intervenir durante los primeros 10 años según las características del modelo al que se refieren. Sin embargo, conviene recordar que a excepción del Modelo inicial (para los escenarios 2 y 3), en ningún otro modelo se ha prohibido intervenir la superficie ahora incluida dentro del Parque Nacional. En concreto, para el Modelo de idoneidad selvícola, algunos de los cantones incluidos en esta superficie han sido seleccionados para ser intervenidos mediante la alternativa selvícola diseñada para tal fin (PN).

Por último, se resalta la importancia de incluir este apartado para obtener una referencia espacial del diseño de cortas propuesto según los resultados obtenidos en cada modelo. Además, es posible analizar las variaciones en la selección de cantones a aprovechar en base a los diferentes objetivos considerados en los tres modelos presentados en esta Tesis. Una vez aclarado lo anterior, se presentan los mapas que han sido generados como información adicional a los resultados obtenidos.

E1. Plan de cortas previsto según la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación.

Figura E 1. Plan de cortas previsto según la 7ª Revisión del Proyecto de Ordenación. Fuente: Elaboración propia.

E2. Plan de cortas previsto según el Modelo inicial

E2.1 Plan de cortas previsto según el Modelo inicial para el Escenario 1.

Figura E 2. Plan de cortas previsto según los resultados obtenidos en el Modelo inicial para el Escenario 1. Fuente: Elaboración propia.

E2.2 Plan de cortas previsto según el Modelo inicial para el Escenario 2.

Figura E 3. Plan de cortas previsto según los resultados obtenidos en el Modelo inicial para el Escenario 2. Fuente: Elaboración propia.

E2.3 Plan de cortas previsto según el Modelo inicial para el Escenario 3.

Figura E 4. Plan de cortas previsto según los resultados obtenidos en el Modelo inicial para el Escenario 3. Fuente: Elaboración propia.

E3. Plan de cortas previsto según el Modelo con sistemas de retención.

Figura E 5. Plan de cortas previsto según los resultados obtenidos en el Modelo con sistemas de retención. Fuente: Elaboración propia.

E4. Plan de cortas previsto según el Modelo de idoneidad selvícola.

Figura E 6. Plan de cortas previsto según los resultados obtenidos en el Modelo de idoneidad selvícola. Fuente: Elaboración propia.

Anexo F. Artículos JCR publicados

Esta Tesis contempla diferentes trabajos de investigación que han llevado a la publicación de tres artículos JCR como primera autora. En colaboración con el Departamento de Ingeniería y Gestión Forestal y Ambiental y el grupo de investigación ECSEN, se han publicado otros tres artículos. A continuación, se nombran los trabajos desarrollados:

F1. Artículos derivados de la elaboración de esta Tesis

Ezquerro M., Pardos M., Diaz-Balteiro L. (2016.) Operational Research Techniques Used for Addressing Biodiversity Objectives into Forest Management: An Overview. *Forests* 7, 229. DOI: 10.3390/f7100229

Ezquerro M., Pardos M., Diaz-Balteiro L. (2019). Integrating variable retention systems into strategic forest management to deal with conservation biodiversity objectives. *Forest Ecology and Management* 433, 585–593. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.11.003

Ezquerro M., Pardos M., Diaz-Balteiro L. (2019). Sustainability in forest management revisited using multi-criteria decision-making techniques. *Sustainability* 11, 3645. DOI: 10.3390/su11133645

F2. Otros artículos publicados

Diaz-Balteiro L., Alfranca O., Bertomeu M., Ezquerro M., Giménez J., González-Pachón J., Romero C. (2016). Using quantitative techniques to evaluate and explain the sustainability of forest plantations. *Canadian Journal of Forest Research* 46 (9), 1157-1166. DOI: 10.1139/cjfr-2015-0508

Diaz-Balteiro L., Belavenutti P., Ezquerro M., González-Pachón J., Nobre S., Romero C. (2018). Measuring the sustainability of a natural system by using multi-criteria distance function methods: Some critical issues. *Journal of Environmental Management* 214, 197-203. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.03.005

Iglesias-Merchán, C., Ortiz-Urbina, E., Ezquerro, M., Diaz-Balteiro, L. (2019). Incorporating acoustic objectives into Forest Management Planning when sensitive bird species are relevant. *Peer J.* 7:e6922. DOI: 10.7717/peerj.6922