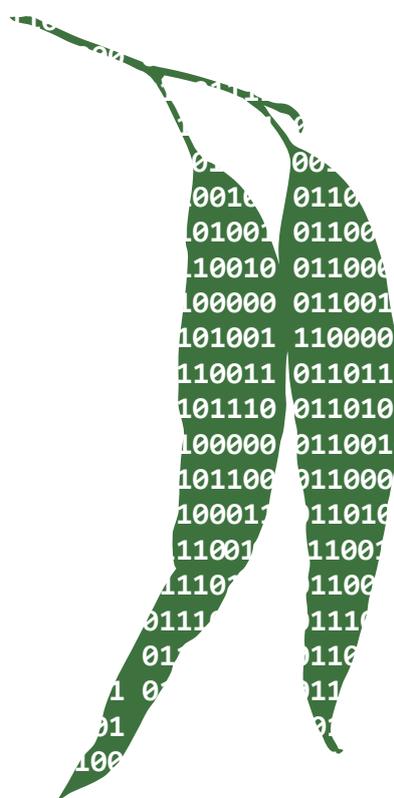


UNIVERSIDAD DE EXTREMADURA

DEPARTAMENTO DE
INGENIERÍA DEL MEDIO AGRONÓMICO Y FORESTAL



Modelos de programación matemática
para la gestión sostenible de plantaciones
de *Eucalyptus globulus* en Galicia



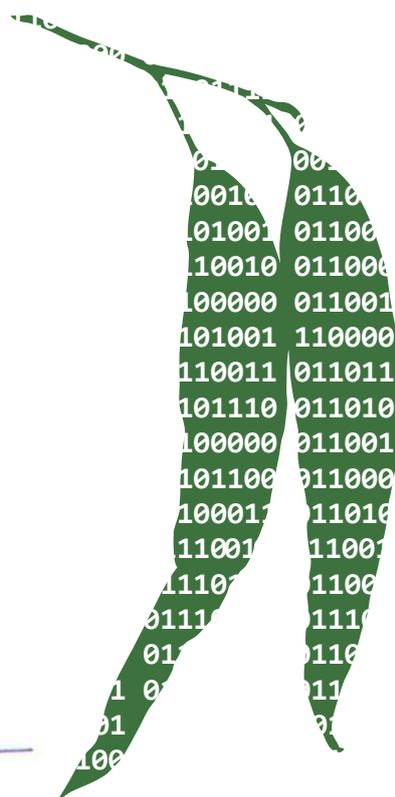
TESIS DOCTORAL
Juan Carlos Giménez Fernández
2015

UNIVERSIDAD DE EXTREMADURA

DEPARTAMENTO DE
INGENIERÍA DEL MEDIO AGRONÓMICO Y FORESTAL



Modelos de programación matemática
para la gestión sostenible de plantaciones
de *Eucalyptus globulus* en Galicia



Mercedes Bertomeu García
Directora de la Tesis Doctoral

Luis Díaz Balteiro
Director de la Tesis Doctoral

TESIS DOCTORAL
Juan Carlos Giménez Fernández
2015

A Jaime.

*I was born to love you
with every single beat of my heart
Freddie Mercury*

AGRADECIMIENTOS

Gratitude is the heart's memory.

Lao-Tsé

No podría comenzar este documento de otra manera, sería absolutamente injusto: Gracias de todo corazón a los dos Directores de esta Tesis Doctoral por su dedicación y consejos. Sin vosotros, con absoluta certeza, esta Tesis “no sería lo que es”, y seguramente ni siquiera “sería”. Habéis sabido comprenderme cuando necesitaba ser comprendido, y presionarme cuando necesitaba ser presionado. Dudo mucho que pudiera haber otras personas que hubieran sabido desempeñar mejor esta compleja labor.

Quiero agradecer a Víctor Olaya los cientos de horas de trabajo que hemos compartido durante los últimos años. Gracias a ti, he aprendido lo poco que sé de programación, y he sido capaz de abordar problemas que por mí mismo no habría abordado. Hay pocas personas que me hayan marcado tan profundamente en lo profesional y en lo personal; estas líneas no bastan, pero sirvan de adelanto.

Por supuesto, mi agradecimiento a mi familia: a mis padres (José María y Ana Rosa), porque gracias a vosotros soy lo que soy, y porque ahora soy consciente de que hicisteis grandes esfuerzos para darnos todo lo que necesitábamos (y lo que no necesitábamos); a mis hermanos (José, Anuka, Mar y Yoly), por estar ahí para compartirlo todo; a mis tías (Rosario y Pilarín), pues habéis sido como otras madres para todos nosotros; y al resto de familiares que, por ser demasiados, no voy a nombrar. Todos habéis sido un apoyo fundamental durante los últimos años y parte del mérito os corresponde a vosotros. A Alfredo, Sonia, Luis y Carlos, a quienes, diga lo que diga Mendel, considero parte de mi familia y con los que sé que siempre puedo contar. A Merchi y Jaime, pues esta Tesis os “ha robado” muchas horas, y tendré que buscar la forma de compensaros.

A Josele, quien casi sin saberlo, me inició en el mundo universitario. Muchos hemos dado nuestros primeros pasos en la universidad con tu ayuda, y te consideramos nuestro “mentor”, pero sobre todo te consideramos nuestro amigo. Ojalá sepa tratar a la gente de mi alrededor como tú tratas a tu “tripulación del submarino”.

En definitiva, gracias a todas esas personas que, consciente o inconscientemente, me han apoyado durante estos últimos años para sacar adelante este trabajo. Sin vosotros no lo habría conseguido.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO 1: ANTECEDENTES	5
1.1. Herramientas matemáticas para la gestión de plantaciones de eucalipto y otras especies de crecimiento rápido	7
1.2. La evaluación de la gestión forestal sostenible	17
1.3. Influencia del aprovechamiento maderero en la respuesta hidrológica de las cuencas	25
1.4. El concepto de conectividad hidrológica	35
1.5. Incorporación de aspectos hidrológicos a la planificación de la gestión de las masas forestales	42
CAPÍTULO 2: OBJETIVOS	57
CAPÍTULO 3: MATERIALES	61
3.1. Caso de estudio 1	63
3.2. Caso de estudio 2	65
CAPÍTULO 4: MÉTODOS	73
4.1. Modelos de programación matemática para la ordenación de montes bajos regulares	75
4.1.1. Introducción	75
4.1.2. Métodos de división combinada en montes bajos regulares	78
4.1.2.1. Modelo rígido de división combinada: Modelo 1	79
4.1.2.2. Modelo flexible de división combinada: Modelo 2	87
4.2. Metodología para la evaluación de la sostenibilidad de distintas alternativas de gestión	92
4.2.1. Modelo para la evaluación de la sostenibilidad de distintas alternativas de gestión: Modelo 3	96
4.2.2. Modelo de decisión multicriterio para la clasificación de las alternativas de gestión: Modelo 4	104

4.3. Metodología para la incorporación de restricciones hidrológicas en los modelos estratégicos de programación de las cortas	106
4.3.1. Introducción	106
4.3.2. Modelo de división combinada con restricciones hidrológicas: Modelo 5.....	114
CAPÍTULO 5: RESULTADOS	119
5.1. Resultados de los Modelos 1 y 2	121
5.2. Resultados de los Modelos 3 y 4.....	123
5.3. Resultados del Modelo 5.....	128
CAPÍTULO 6: DISCUSIÓN	133
6.1. Discusión de los resultados de los Modelos 1 y 2.....	135
6.2. Discusión de los resultados de los Modelos 3 y 4.....	138
6.3. Discusión de los resultados del Modelo 5.....	141
CAPÍTULO 7: CONCLUSIONES	147
BIBLIOGRAFÍA	151
ANEXOS	
Anexo 1. Tablas de producción para <i>Eucalyptus globulus</i> en Galicia.....	175
Anexo 2. Tablas de producción para <i>Pinus radiata</i> en Galicia	179
Anexo 3. Programa en Java para la generación de los Modelos 3 y 5	185
Anexo 4. Programa en Python para el análisis del vecindario hidrológico	219

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.1. Características del Caso de estudio 1	64
Tabla 3.2. Costes de plantación y gestión	65
Tabla 3.3. Rodales definitivos del monte Coroa	69
Tabla 4.1. Volúmenes de corta durante un ciclo de producción completo una vez finalizado el horizonte de planificación en el Caso de estudio 1	90
Tabla 4.2. Alternativas de gestión consideradas en función del número de rebrotes aprovechados, el turno en cada subciclo y la función objetivo	104
Tabla 5.1. Estructura final de la plantación para el Caso de estudio 1 bajo los Modelos 1 y 2	121
Tabla 5.2. Matriz de indicadores de sostenibilidad correspondiente al Modelo 3	124
Tabla 5.3. Matriz de indicadores de sostenibilidad normalizados correspondiente al Modelo 3	125
Tabla 5.4. <i>Rankings</i> de las alternativas de gestión resultantes para $\lambda = 1$ y $\lambda = 0$	126
Tabla 5.5. <i>Rankings</i> de las alternativas de gestión para distintos valores de λ	127
Tabla 5.6. <i>Rankings</i> obtenidos para $\lambda = 1$ y distintos pesos preferenciales	128
Tabla 5.7. Matriz de indicadores de sostenibilidad correspondiente al Modelo 5.	129
Tabla 5.8. Matriz de indicadores de sostenibilidad normalizados correspondiente al Modelo 5	129
Tabla 5.9. <i>Rankings</i> de las alternativas de gestión resultantes para $\lambda = 1$ y $\lambda = 0$	130
Tabla 5.10. <i>Rankings</i> de las alternativas de gestión bajo los Modelos 3 y 5	131

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Estructura de la Serie Ordenada de Tranzones en un año t	13
Figura 1.2. Estructura de la Serie Graduada de Tranzones con periodicidad de las cortas de h años en un año t	14
Figura 1.3. Estructura de la Serie Graduada de Tranzones con periodicidad de las cortas de h años en el año $t+1$	14
Figura 1.4. Estructura de la Serie Graduada de Tranzones con periodicidad de las cortas de h años en el año $t+h$	15
Figura 1.5. Serie Graduada de Tranzones	15
Figura 1.6. Vecindarios de cuatro y ocho conexiones	36
Figura 1.7. SFD vs. MFD	37
Figura 1.8. Ocho direcciones posibles de flujo a partir de una celda central	38
Figura 1.9. Ejemplo de modelo del tipo MFD con las cotas correspondientes a cada celda y las direcciones de flujo resultantes	39
Figura 1.10. Casos de estudio de Bevers et al. (1996)	46
Figura 1.11. Caso de estudio de Hof y Bevers (2000)	49
Figura 1.12. Cuenca simulada mediante el algoritmo SWAP para el escenario de restricción de caudal punta	50
Figura 3.1. Localización del monte Coroa	66
Figura 3.2. Mapa de rodales definitivo del monte Coroa	70
Figura 4.1. Estructura final de un monte bajo regular con la aplicación del MDC	78
Figura 4.2. Trayectoria de las masas durante el horizonte de planificación (a) y una vez concluido el mismo (b)	85

Figura 4.3. Duración necesaria de las metas de igualdad de los volúmenes de corta una vez concluido el horizonte de planificación para asegurar un estado de equilibrio estacionario	89
Figura 4.4. Metodología para evaluar la sostenibilidad de la gestión en las plantaciones de eucalipto.....	93
Figura 4.5. Metodología para compatibilizar las soluciones de los modelos estratégico y táctico de planificación de las cortas	107
Figura 4.6. Vecindario espacial (a) vs. Vecindario hidrológico (b)	109
Figura 4.7. Celdas del vecindario hidrológico con una escorrentía suficiente capaz de generar erosión	111
Figura 5.1. Estructura final en cada calidad de estación y subciclo con (a) Modelo 1 y (b) Modelo 2	123

LISTA DE ACRÓNIMOS

AF&PA: Asociación Americana de los Bosques y el Papel

AHP: Método de las Jerarquías Analíticas

ANP: Método de las Redes Analíticas

AQUALM: Modelo de transformación de precipitación en escorrentía

ARM: Modelos de Restricción de Superficie

BMPs: Buenas Prácticas de Gestión

C&I: Criterios e Indicadores

CIFOR: Centro Internacional de Investigación Forestal

D8: Determinista en 8 direcciones

D ∞ : Determinista en ∞ direcciones

DEMON: Redes de Modelos Digitales de Elevaciones

DHSVM: Modelo Distribuido de Hidrología, Suelo y Vegetación

ECA: Área Equivalente de Corta a Hecho

FD8: Divergencia de Flujo en 8 direcciones

FORMIND: Modelo Forestal de crecimiento de árbol Individual

GFS: Gestión Forestal Sostenible

IRPM: Modelo de Planificación Integrada de los Recursos

ITTO: Organización Internacional de la Madera Tropical

MCA: Análisis Multicriterio

MCDM: Toma de Decisiones Multicriterio

MCPFE: Conferencia Ministerial sobre la Protección de Bosques en Europa

MDC: Método de División en Cabida

MDE: Modelo Digital de Elevaciones

MFD: Dirección de Flujo Múltiple

MILP: Programación Lineal Entera Mixta

PER: Presión-Estado-Respuesta

PROMETHEE: Método de Ordenación de las Preferencias

Rho8: Estocástico en 8 direcciones

RIL: Sistema de aprovechamiento de Bajo Impacto

SIG: Sistema de Información Geográfica

SFD: Dirección de Flujo Simple

SGT: Serie Graduada de Tranzones

SMZs: Zonas de Gestión Ribereñas

SOT: Serie Ordenada de Tranzones

URM: Modelos de Restricción de Unidades

INTRODUCCIÓN

Como es bien sabido, el objetivo último de la ordenación de un monte es que éste cumpla plena y continuadamente las funciones de producción, de protección y de recreo o uso social que se le hayan asignado previamente. A este respecto, uno de los problemas más abordado en el campo de la investigación operativa aplicada a la gestión de los recursos naturales es el problema de la programación de las cortas de regeneración de las masas forestales (*timber harvest scheduling problem* en la literatura anglosajona) que, además de producir madera, deben satisfacer otros objetivos, tales como la provisión de un hábitat adecuado para determinadas especies de fauna, la conservación de la biodiversidad, la captura de carbono, etc. En esta línea, a principios de los años 60 del pasado siglo surge en Estados Unidos el primer trabajo donde se aplica la programación lineal a la gestión de extensas masas forestales productoras de madera con destino a las celulosas (Curtis, 1962). Desde entonces, la literatura científica no ha dejado de aumentar para aplicar nuevas técnicas de la investigación operativa, para incorporar nuevos objetivos de gestión o para desarrollar nuevos métodos de resolución de los problemas formulados.

Las plantaciones de *Eucalyptus* constituyen uno de los sistemas forestales más productivos y rentables del mundo (Cubbage et al., 2007). En la Península Ibérica, las plantaciones de *Eucalyptus globulus* Labill., principalmente orientadas a la producción de pasta de celulosa para la industria del papel, tienen una notable importancia productiva, tanto por su extensión, como por su productividad (hasta 50 m³ por hectárea y año en las mejores estaciones) y por el volumen de sus cortas anuales (Riesco, 2004). Tomando los datos conjuntos para España y Portugal, cabe destacar la superficie que abarcan estas plantaciones, superando ampliamente el millón de hectáreas, así como la magnitud de las cortas anuales, que ronda los seis millones de metros cúbicos (Díaz-Balteiro et al., 2009c). Por estas razones se hace necesario abordar la gestión de dichas plantaciones de una manera más eficiente.

Las técnicas de optimización son un conjunto de herramientas matemáticas que, aplicadas a las masas forestales, permiten realizar una planificación forestal estratégica óptima a través de la resolución de problemas como la determinación de la duración de un ciclo de producción completo (determinación del número de rebrotes a aprovechar antes de establecer una nueva plantación y del turno o edad óptima de corta en cada uno de los rebrotes), la programación temporal de las cortas para cumplir distintos objetivos de gestión mediante la aplicación de

técnicas de decisión multicriterio, etc. Sin embargo, especialmente en el caso de España, estas masas están siendo manejadas utilizando métodos empíricos tradicionalmente aceptados en la práctica forestal, y pocos estudios han utilizado dichas técnicas para abordar la gestión de las plantaciones de eucalipto (Díaz-Balteiro et al., 2008). Así, resulta habitual comprobar cómo estas plantaciones no presentan ningún plan estratégico de gestión o, si existe alguno, generalmente se basa en la aplicación del método de división por cabida. En definitiva, la gestión de estas plantaciones dista mucho de ser óptima (Robak, 2008), lo que justifica plenamente la utilización de metodologías de optimización para su gestión.

Finalmente, con la consolidación del concepto de sostenibilidad a partir de la Conferencia de Naciones Unidas sobre Medioambiente y Desarrollo de Río de Janeiro en 1992, la demanda de una gestión forestal sostenible ha tomado más y más fuerza, por lo que parece necesario incorporar en la planificación forestal criterios e indicadores que aseguren un aprovechamiento sostenible de los recursos, tanto desde el punto de vista económico como desde el ambiental y el social. Algunos estudios han abordado el problema de la sostenibilidad de las plantaciones forestales centrándose únicamente en el mantenimiento de la capacidad productiva de la estación a largo plazo (Palmer et al., 2005; Watt et al., 2005; Evans, 2009). Otros estudios han considerado indicadores de distinta naturaleza, pero, salvo excepciones, no han conseguido agregarlos de manera adecuada para acomodar los objetivos y perspectivas de los distintos agentes sociales (*stakeholders*) (Wolfslehner y Vacik, 2008). Así pues, dado el carácter multidimensional del concepto de sostenibilidad, resulta imprescindible aplicar técnicas de decisión multicriterio.

En este contexto, esta tesis pretende avanzar en la formulación de modelos de programación matemática para la ordenación de montes bajos regulares y más concretamente de las plantaciones de eucalipto blanco (*Eucalyptus globulus* Labill.) destinadas a la producción de madera para la fabricación de pasta de papel incorporando distintos indicadores de sostenibilidad e incluyendo como objetivo el control de la erosión. Para ello, en el Capítulo 1 se revisan algunos de los principales trabajos de investigación relacionados con los distintos aspectos tratados en esta tesis. En el Capítulo 2, se formulan los objetivos abordados. En el Capítulo 3 se presentan los dos casos de estudio mediante los que se ilustrará el funcionamiento de los modelos de programación matemática desarrollados. A continuación, en el Capítulo 4, se presentan los métodos empleados, describiéndose los modelos de optimización formulados basados en la programación por metas (*goal programming*). En los

Capítulos 5 y 6 se presentan, respectivamente, los principales resultados de la aplicación de los modelos a los casos de estudio y la discusión de los mismos. Por último, el Capítulo 7 recoge las conclusiones de la tesis.

CAPÍTULO 1: ANTECEDENTES

*If I have seen further it is
by standing on the shoulders of giants.*
Isaac Newton

En este capítulo se revisan diversos trabajos de investigación relacionados con cinco aspectos de esta tesis doctoral: 1) la aplicación de herramientas matemáticas a la gestión de plantaciones de eucalipto y otras especies de crecimiento rápido (Apartado 1.1); 2) la evaluación de la gestión forestal sostenible, donde se reseñarán, sobre todo, trabajos relativos al uso de criterios e indicadores y al empleo de técnicas de análisis multicriterio (Apartado 1.2); 3) la influencia del aprovechamiento maderero en el comportamiento hidrológico de las cuencas (Apartado 1.3); 4) el concepto de conectividad hidrológica (Apartado 1.4), y 5) la incorporación de aspectos hidrológicos en la programación de las cortas en masas forestales (Apartado 1.5).

1.1. Herramientas matemáticas para la gestión de plantaciones de eucalipto y otras especies de crecimiento rápido

Los trabajos que se recogen a continuación tratan sobre la determinación de estrategias óptimas de gestión de plantaciones de eucalipto u otras especies de crecimiento rápido, ya sea a través de la determinación del régimen de claras y corta final óptimo (Mabvurira y Pukkala, 2002), de la determinación de la duración óptima del ciclo productivo (Medema y Lyon, 1985; Langholtz et al., 2005; Diaz-Balteiro y Rodríguez, 2006), o de la programación de las cortas finales mediante modelos de programación matemática (Borges et al., 1999; Falcão y Borges, 2003; Gómez et al., 2006, 2009; Diaz-Balteiro et al., 2009a; Banhara et al., 2010; Quintero et al., 2011; Garcia-Gonzalo et al., 2012; Zhai et al., 2014).

Mabvurira y Pukkala (2002) desarrollan un sistema de apoyo a las decisiones para la gestión de rodales de *Eucalyptus grandis* en el primer turno de aprovechamiento en la República de Zimbabue. El sistema, denominado GRANDIS, consta de un modelo dinámico de crecimiento, que permite simular distintos regímenes de claras por lo bajo y corta final y analizar sus posibles consecuencias en términos de crecimiento y producción, y de un algoritmo de optimización, que permite clasificar las alternativas. La optimización de una alternativa supone la obtención del área basimétrica y el porcentaje de corta en cada clara y del área basimétrica en la corta final que maximizan el valor esperado del suelo para una tasa de descuento del 5%. Además, para la calidad de estación intermedia, los autores realizan un análisis de sensibilidad de la alternativa óptima ante variaciones de distintas variables (tasa de descuento, objetivo de la gestión, precio de la madera, etc.). El sistema es aplicado a rodales de eucalipto con distintas edades, densidades de plantación y calidades de estación.

Langholtz et al. (2005) analizan el uso de plantaciones de *Eucalyptus grandis* en Florida con el doble objetivo de producir madera y mejorar la calidad de las aguas residuales urbanas tratadas (al extraer el resto de nitrógeno de las mismas). Basándose en la fórmula de Faustmann modificada por Medema y Lyon (1985) para determinar el ciclo de producción óptimo de especies con varios turnos de aprovechamiento en monte bajo, los autores analizan la influencia de la inclusión de un incentivo por la extracción de nitrógeno del agua tratada en el valor esperado del suelo. Así, los autores elaboran un modelo de optimización que discrimina los beneficios por la reducción de nitrógeno del agua de riego y por el valor de la madera bajo diferentes escenarios de incentivo, tipo de interés y productividad de la estación, analizando cómo varía el valor esperado del suelo.

El objetivo de Diaz-Balteiro y Rodríguez (2006) es determinar la duración óptima del ciclo de producción en plantaciones de *Eucalyptus globulus* en España y *Eucalyptus urophylla* en Brasil destinadas a la producción de pasta de papel. Establecida una plantación, el ciclo de producción “completo” (desde la plantación inicial hasta el momento de destocoñar y realizar una nueva plantación) puede comprender varios turnos de corta o subciclos debido al aprovechamiento de uno o varios rebrotes tras la primera corta. El problema es modelizado utilizando la programación dinámica (*dynamic programming*), y la determinación del número de subciclos y la duración o turno en cada uno se basa en el cálculo del valor esperado del suelo (considerando infinitos ciclos de corta), resolviendo el problema mediante un procedimiento recursivo. En el trabajo se analizan tres casos: i) inexistencia de pago por el secuestro de carbono; ii) pago por secuestro de carbono asumiendo que todo el carbono capturado es emitido al cortar la masa, y iii) pago por secuestro de carbono asumiendo que el 50% del carbono capturado se emite en la corta y el resto se emite de manera lineal en los cinco años siguientes a la corta. Además, el análisis contempla distintos precios de la madera y tasas de descuento.

Borges et al. (1999) destacan la importancia de considerar la distribución espacial de las cortas por su influencia en la prevención y extinción de incendios forestales. Presentan una heurística basada en la programación dinámica para resolver un problema de programación de las cortas consistente en maximizar el valor actual neto sujeto a restricciones de adyacencia, aplicándola a un caso de un alcornocal y a otro de un eucaliptal. El eucaliptal tiene una superficie de 670 hectáreas y está dividido en 144 unidades de gestión según criterios de homogeneidad ecológica y productiva. En todas las unidades de gestión, la edad de los pies

supera la edad mínima de corta y el horizonte temporal es de 5 años, simulándose 5 alternativas de gestión para cada unidad en función del año de corta.

Falcão y Borges (2003) resaltan la importancia de la localización geográfica de las cortas para evitar la segregación de los distintos niveles de planificación: estratégico, táctico y operativo. En el trabajo resuelven, mediante cuatro técnicas heurísticas, un problema de programación de prescripciones selvícolas (de cortas intermedias y de cortas finales) formulado mediante un modelo de programación lineal entera aplicado a dos casos de estudio. Las heurísticas utilizadas son los Algoritmos Genéticos (*Genetic Algorithms*), la Búsqueda Tabú (*Tabu Search*), el Temple Simulado (*Simulated Annealing*) y el Templado y Enfriado Secuencial (*Sequential Tempering and Quenching*), analizándose con especial énfasis la calidad de las soluciones y la eficiencia computacional. El modelo matemático consiste en maximizar el valor actual neto sujeto a restricciones de regularidad del flujo de madera. Uno de los casos de estudio consiste en una superficie de 500.000 ha dividida en 40.000 rodales de *Eucalyptus globulus* con edades comprendidas entre los 0 y los 16 años y superficies entre las 0,25 y 54 hectáreas. El horizonte de planificación es de 25 años y el ciclo de producción completo comprende 3 subciclos. Las edades de corta permitidas variaban entre los 10 y los 17 años. En total, resultaron 1.228.170 alternativas de gestión que comprendían 2.266.357 aprovechamientos maderables. Se fijó un objetivo de producción anual de $5,5 \times 10^6 \text{ m}^3$ de eucalipto y se consideró una posibilidad de fluctuación del volumen de madera del 5%. El segundo caso de estudio consistía en una superficie de 125.000 ha poblada de *Pinus pinaster* dividida en 20.000 unidades de actuación con superficies comprendidas entre las 0,25 y 58 hectáreas y una estructura de edades envejecida.

Gómez et al. (2006) utilizan un modelo de programación por metas lexicográficas (*lexicographic goal programming*) para programar las cortas intermedias y finales en una plantación de *Pinus caribaea* de 3.984,3 ha en Cuba. Se consideran cinco metas y se le asigna a cada una un nivel de prioridad:

- Primera prioridad: Para cada calidad de estación, la superficie total cortada a hecho en cada período del horizonte de planificación no debe superar el valor de superficie que asegura la persistencia de la plantación.
- Segunda prioridad: El volumen total de corta en cada período debe ser lo más parecido posible al máximo volumen sostenido para el período.

- Tercera prioridad: Al final del horizonte de planificación, la superficie ocupada por cada clase artificial de edad debe ser aproximadamente la misma.
- Cuarta prioridad: La superficie cortada por debajo de cierta clase artificial de edad debe ser nula.
- Quinta prioridad: El valor actual neto de las cortas en cada período debe ser mayor o igual que un determinado valor.

La meta de la tercera prioridad es formulada mediante un bloque de metas fraccionarias, cada una de las cuales expresa que, en cada período del horizonte, la diferencia relativa entre las superficies ocupadas por la primera y la última clase artificial de edad debe superar cierto umbral.

Posteriormente, Gómez et al. (2009) formulan un modelo de programación por metas no lineal entera (*nonlinear integer goal programming*) considerando como objetivos el mantenimiento de la producción en volumen de madera dentro de unos límites, la obtención de una distribución equilibrada de clases de edad y la obtención de un valor actual neto por encima de un determinado valor en cada período del horizonte de planificación. El modelo incorpora restricciones para imponer una edad mínima de corta y restricciones de adyacencia para limitar la máxima superficie de corta continua. Por último, resuelven el modelo para el mismo caso de estudio de Gómez et al. (2006) mediante un método metaheurístico basado en la Búsqueda dispersa (*Scatter search*).

Utilizando el Modelo II (Johnson y Scheurman, 1977), Diaz-Balteiro et al. (2009a) formulan varios modelos de programación lineal y de programación lineal por metas mediante los que exploran distintas alternativas de corta en una plantación de *Eucalyptus globulus*, considerando distintos turnos, restricciones de control de superficie de corta y de control de volumen.

Banhara et al. (2010) desarrollan un modelo de programación por metas entera mixta (*mixed integer goal programming*) para la planificación operativa de las cortas en plantaciones de eucalipto. La zona de estudio abarca una superficie aproximada de 5.311 ha perteneciente a una empresa forestal de producción de celulosa de Uruguay. Utilizando el Modelo II de Johnson y Scheurman (1977), los autores formulan, en primer lugar, un modelo de programación lineal entera mixta para obtener la secuencia mensual de las cortas durante un horizonte temporal de tres años en las parcelas de corta obtenidas en la planificación

estratégica. La función objetivo consiste en maximizar el ingreso neto de las cortas teniendo en cuenta una penalización si no se satisface una demanda mensual determinada. Las restricciones exógenas contemplan el rendimiento máximo de las cuadrillas de apeo y saca de la empresa, además de la necesidad de satisfacer una demanda mensual de madera. A partir de dicho modelo, los autores analizan distintos escenarios mediante la incorporación de tres restricciones adicionales y sus combinaciones. La primera restricción contempla un aumento de la capacidad de aprovechamiento o la contratación de equipos a terceros para satisfacer la demanda mensual de madera. La segunda restricción establece que la densidad básica de la madera no puede desviarse a lo largo de los meses para el proceso de fabricación de celulosa más de un 5% de la densidad media ponderada por el volumen de corta obtenido al resolver el modelo general. Finalmente, la tercera restricción impide la corta de ciertas parcelas clasificadas previamente “de alto riesgo ambiental” por inundación en época de excedente hídrico.

Quintero et al. (2011) evalúan el desempeño de tres heurísticas en la resolución de un problema de programación de las cortas durante un horizonte temporal de 7 años en un conjunto de 20 plantaciones de *Eucalyptus urophylla*, *E. grandis* y *E. xurograndis* con un total de 6.527 ha. El problema formulado consiste en minimizar el coste total de aprovechamiento durante el horizonte de planificación sujeto a la satisfacción de la demanda anual de volumen de madera de una planta de procesamiento y a las restricciones derivadas de que cada plantación solo puede ser cortada, como máximo, una vez durante el horizonte de planificación y de la naturaleza binaria de las variables de decisión. El coste total de aprovechamiento de una plantación incluye el coste del aprovechamiento, el coste de transporte de la madera hasta la planta de procesamiento y el coste de oportunidad referente a la cantidad de dinero que se dejaría de ganar si la plantación se cortara a una edad distinta del turno óptimo. Los algoritmos desarrollados se basan en las heurísticas denominadas Temple Simulado, Búsqueda Tabú y Algoritmos Genéticos. Para validar los resultados obtenidos con las técnicas heurísticas, las soluciones son comparadas con la solución óptima obtenida al resolver el modelo de programación entera binaria con un método exacto.

Garcia-Gonzalo et al. (2012) aplican el Temple Simulado a un problema de programación de las cortas en una plantación de *Eucalyptus globulus* de 11.873 hectáreas dividida en 1000 rodales situada en Portugal. El problema se formula mediante un modelo de programación lineal entera mixta, donde las variables de decisión son binarias, de manera que $x_{ij} = 1$ si se

asigna la prescripción j al rodal i , y $x_{ij} = 0$ en caso contrario. El problema abarca un horizonte de planificación de 30 años y contempla como objetivos la maximización del valor esperado del suelo y la regulación del flujo de madera. En las simulaciones se prueban distintos parámetros iniciales (temperatura inicial, programa o plan de enfriamiento, etc.) y los movimientos permitidos van desde el cambio de prescripción en un solo rodal hasta el cambio simultáneo en tres rodales. Para el caso de estudio, un ciclo de producción completo puede abarcar 2 ó 3 subciclos de monte bajo y el turno puede oscilar entre 9 y 15 años, siendo las cortas anuales. De esta manera se generan 200 prescripciones posibles de corta para cada rodal. Mediante un modelo de procesos cuantifican el crecimiento y la escorrentía resultantes de las prescripciones en cada rodal. El modelo de optimización incluye una identidad contable para cuantificar la escorrentía total generada en cada período de corta por la asignación de prescripciones a los distintos rodales.

Zhai et al. (2014) presentan un modelo de programación no lineal para optimizar la gestión de plantaciones de especies de crecimiento rápido en China considerando dos niveles de decisión: un primer nivel correspondiente a la Administración Forestal y un segundo nivel correspondiente a los maderistas. El objetivo de la Administración es el equilibrio de clases de edad en la superficie total, mientras que el de los maderistas es maximizar su beneficio económico sujeto a la cuota de corta asignada por la Administración teniendo en cuenta el principio de que la corta no debe exceder el crecimiento en cada área de explotación o aprovechamiento. El caso de estudio consiste en una plantación de 6.666,67 ha dividida en 5 áreas de aprovechamiento, y para resolver el modelo los autores proponen un algoritmo genético.

En los trabajos de Gómez et al. (2006, 2009), Diaz-Balteiro et al. (2009a) y Zhai et al. (2014) se pone de manifiesto la importancia del objetivo de consecución de la estructura global de masa coetánea o regular en la gestión de las especies tratadas mediante cortas a hecho o de matarrasa. Dicho objetivo responde al cumplimiento de la segunda condición mínima o principio clásico de la ordenación de montes: el Principio de rentabilidad, y para alcanzarlo, los montes altos coetáneos y los montes bajos regulares se han ordenado tradicionalmente mediante el denominado “Método de división por cabida” –MDC– (Madrigal, 1994). Así, en referencia a la producción de madera, para que un monte o un cuartel (unidades de gestión) proporcione un volumen de madera anual o periódico constante una vez ordenado, el MDC propone su división en superficies iguales o equiproductivas denominadas tranzones, que se

irán cortando y regenerando de manera programada a lo largo de un determinado horizonte temporal de planificación, de manera que se minimicen los denominados sacrificios de cortabilidad. De este modo, el método conduce a una estructura global final o modelo denominado Serie Ordenada de Tranzones (SOT) o Serie Graduada de Tranzones (SGT), según que las cortas sean anuales o se realicen con cierta periodicidad o intermitencia, respectivamente, como se verá más adelante (Figuras 1.1 y 1.2). El horizonte de planificación, que en la planificación estratégica coincide con la edad óptima de corta de la masa o turno, se denomina turno transitorio o de transformación, pues es el plazo de tiempo que debe transcurrir para organizar el monte o cuartel en una SOT o SGT, produciéndose a lo largo del mismo inevitables sacrificios de cortabilidad.

Si la calidad de estación del monte o cuartel es homogénea, T denota el turno fijado y se persiguen rentas anuales, la aplicación del MDC supondrá la corta anual (a hecho o a matarrasa) de una T -ésima parte de la superficie del monte o cuartel durante el turno transitorio. De esta forma, transcurrido el turno transitorio, existirán en el monte o cuartel masas coetáneas de todas las edades individuales que comprende el turno en superficies iguales y, por tanto, equiproductivas; esto es, se habrá obtenido una SOT. Así, siendo S la superficie total, y T , el turno fijado, la SOT constará de T tranzones (tantos tranzones como años tiene el turno), con superficie igual a S/T , estando representadas, en un año cualquiera, todas las edades individuales de los pies que comprende el turno: 1, 2, ..., $T-1$, T años (Figura 1.1).

T	T-1	T-2	...	II	I
1	2	3	...	T-1	T

Figura 1.1. Estructura de la Serie Ordenada de Tranzones en un año t . En la parte superior de los tranzones figura la numeración de los mismos con números romanos, y en la parte inferior, la edad individual de los pies.

Si la calidad de estación es homogénea, pero se persiguen rentas periódicas, siendo h la periodicidad, la aplicación del MDC supondrá la corta, durante el turno transitorio, de una q -ésima parte de la superficie total cada h años, siendo $q = T/h$. Así, finalizado el turno

transitorio, se habrá logrado una SGT. Si S es la cabida total, T , el turno fijado, y h , la periodicidad o intermitencia de las cortas, la SGT constará de $q = T/h$ tronzos, con superficie $s = S/q = S/(T/h)$. En un año dado t existirán masas con las edades individuales: $h, 2h, \dots, qh = T$ años, en superficies iguales y, por tanto, equiproductivas (Figura 1.2).

q	q-1	q-2	...	II	I
h	$2h$	$3h$...	$(q-1)h$	$qh (=T)$

Figura 1.2. Estructura de la Serie Graduada de Tronzos con periodicidad de las cortas de h años en un año t . En la parte superior de los tronzos figura la numeración de los mismos con números romanos, y en la inferior, la edad individual de los pies.

En el año $t + 1$, las edades presentes serán $h + 1, 2h + 1, \dots, 1$ (Figura 1.3), y al cabo de h años, en el año $t + h$, las edades respectivas serán $2h, 3h, \dots, h$ (Figura 1.4).

q	q-1	q-2	...	II	I
$h+1$	$2h+1$	$3h+1$...	$(q-1)h+1$	1

Figura 1.3. Estructura de la Serie Graduada de Tronzos con periodicidad de las cortas de h años en el año $t+1$. En la parte superior de los tronzos figura su numeración con números romanos, mientras que en la inferior se indica la edad individual de los pies.

q	q-1	q-2	...	II	I
2h	3h	4h	...	qh (=T)	h

Figura 1.4. Estructura de la Serie Graduada de Tranzones con periodicidad de las cortas de h años en el año $t+h$. En la parte superior de los tranzones figura su numeración con números romanos, mientras que en la inferior se indica la edad individual de los pies.

La Figura 1.5 ilustra la estructura de un monte o cuartel ordenado según una serie graduada de cinco tranzones.

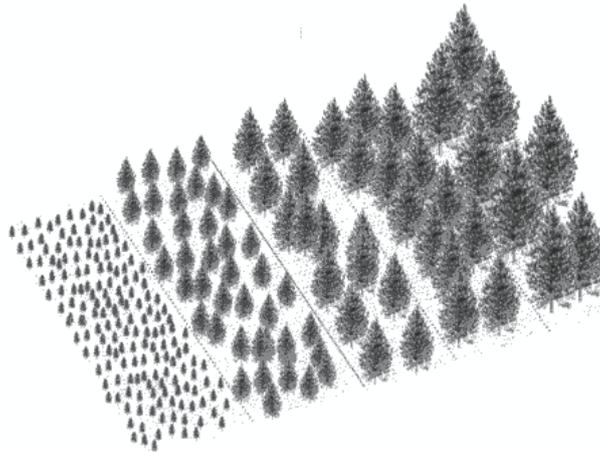


Figura 1.5. Serie Graduada de Tranzones (Colegio de Ingenieros de Montes, 2005).

Matemáticamente, si S representa la superficie total del monte o cuartel, de calidad de estación homogénea, T representa el turno, y h denota la periodicidad de las cortas, el modelo de programación lineal correspondiente a la consecución de una SOT o SGT consta de las ecuaciones [1]-[4] (adaptado de Curtis, 1962). Así, la función objetivo supone la maximización del volumen total de las cortas o del valor actual neto total resultante de las cortas realizadas en los distintos cantones a lo largo del horizonte de planificación. La ecuación [2] impone la corta de todo el cantón a lo largo del horizonte de planificación, mientras que la ecuación [3] obliga a que en cada período de corta la superficie total de las cortas (proveniente de las cortas realizadas en los cantones) sea igual a una q -ésima parte de

la superficie total. Por último, la ecuación [4] expresa que las variables de decisión son no negativas y continuas.

$$\text{Max} \sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^q c_{ik} \cdot x_{ik} \quad [1]$$

sujeto a:

$$\sum_{k=1}^q x_{ik} = A_i \quad i = 1, 2, \dots, m \quad [2]$$

$$\sum_{i=1}^m x_{ik} = \frac{S}{q} \quad k = 1, 2, \dots, q \quad [3]$$

$$x_{ik} \geq 0 \quad i = 1, 2, \dots, m; k = 1, 2, \dots, q \quad [4]$$

donde:

- i = Cantón.
- m = Número total de cantones.
- k = Período de corta del horizonte de planificación.
- $q = T/h$ = Número de períodos de h años de amplitud que comprende el horizonte de planificación, cuya duración es igual al turno (T).
- A_i = Superficie del cantón i -ésimo.
- S = Superficie del monte o cuartel = $\sum_{i=1}^m A_i$.
- c_{ik} = Contribución en volumen o en valor actual neto al valor de la función objetivo de la corta/regeneración de una hectárea del cantón i -ésimo en el período k -ésimo.
- x_{ik} = Superficie a cortar/regenerar del cantón i -ésimo en el período de tiempo k -ésimo.

En el caso contemplado, donde solo hay una calidad de estación, los cantones se diferencian básicamente por la edad de la masa y la espesura. Sin embargo, en el caso de la existencia de varias calidades, es preciso considerar, además, la calidad de estación de cada masa. Entonces, para que los tranzones sean equiproductivos una vez finalizado el turno transitorio, en Madrigal (1994) se propone calcular la producción media del monte o cuartel a la edad del turno (o producción de una hectárea de calidad media a la edad del turno) y la razón (cociente) de la producción de cada calidad de estación y la producción de la calidad media. De este modo, cada tranzón se formará con una superficie total igual a S/q hectáreas de calidad media sumando, en general, las superficies de cantones de distintas calidades expresadas en hectáreas de calidad media. De otra manera, Davis et al. (2001) proponen el cálculo de las productividades relativas de las distintas calidades de estación presentes en el monte tomando una de ellas como referencia o estándar de comparación, dividiendo la producción a la edad del turno de cada una de las calidades entre la producción de la calidad estándar. Así, la superficie necesaria de cada calidad para obtener la misma producción en volumen a la edad del turno que la calidad estándar será igual a la inversa de la productividad relativa. La superficie total del monte se expresará, entonces, en hectáreas de la calidad estándar, y el cociente entre dicha superficie total estándar y el número de tranzones (q) indicará la superficie que deberá tener cada tranzón en términos de superficie de la calidad estándar.

1.2. La evaluación de la gestión forestal sostenible

Aunque en un principio la “sostenibilidad” de la gestión forestal solamente hacía referencia al rendimiento sostenido de la producción de madera, hoy en día también contempla la producción continuada de bienes y servicios tales como la protección de los recursos hídricos, de los suelos, de los valores culturales...

Existen numerosas definiciones de “gestión forestal sostenible” (GFS), aunque en esencia todas expresan lo mismo. Una de las definiciones más aceptadas surgió en la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo de 1987, donde se definió como: “El desarrollo que satisface las necesidades presentes sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer las suyas propias”. Por otra parte, la Organización Internacional de la Madera Tropical (ITTO, 1992, 2005) define la GFS como: “El proceso de gestión de las masas forestales para lograr uno o varios objetivos específicos relativos a la obtención de un flujo continuo de los bienes y servicios deseados sin menoscabar sus valores inherentes y

productividad futura, y sin efectos indeseados sobre el medio ambiente físico y social”. Con otras palabras, Higman et al. (2005) indican que la GFS es considerada como la contribución del sector forestal al desarrollo sostenible, que es aquel económicamente viable, medioambientalmente respetuoso, socialmente beneficioso y que equilibra las necesidades presentes y futuras.

En la segunda Conferencia Ministerial sobre la Protección de Bosques en Europa desarrollada en Helsinki (MCPFE, 1993), la GFS se definió como la administración y uso de los bosques y terrenos forestales de manera que se mantenga su biodiversidad, productividad, capacidad de producción, vitalidad y potencial para satisfacer ahora y en el futuro funciones ecológicas, económicas y sociales relevantes a escalas local, nacional y global. A partir de dicha Conferencia, se definieron seis criterios para la GFS en Europa:

- C1: Mantenimiento y mejora de los recursos forestales y su contribución al ciclo del carbono.
- C2: Mantenimiento de la salud y vitalidad de los ecosistemas forestales.
- C3: Mantenimiento y estímulo de las funciones productoras (maderables y no maderables) de los bosques.
- C4: Mantenimiento, conservación y mejora de la diversidad biológica de los ecosistemas forestales.
- C5: Mantenimiento y mejora de las funciones protectoras de las masas (especialmente del suelo y del agua).
- C6: Mantenimiento de otras condiciones y funciones socioeconómicas.

Para impulsar la GFS se han establecido varias iniciativas, como la creación de instituciones y organizaciones (Grupo Intergubernamental de expertos en Bosques, Comisión Mundial sobre Bosques y Desarrollo Sostenible, Comisión de las Naciones Unidas sobre Desarrollo Sostenible, etc.) o la firma de convenios y acuerdos bilaterales o multilaterales (Declaración de Río sobre Medio Ambiente y Desarrollo, Agenda 21, etc.). Una de las iniciativas más comunes para valorar la GFS ha sido la elaboración, tanto a escala local o regional como a escala nacional o internacional, de listas de criterios e indicadores (C&I). Dichas listas se organizan de manera jerárquica en principios, criterios e indicadores, siendo estos últimos las

variables mediante las que se mide la condición o estado de los criterios. Con independencia de que los indicadores sean susceptibles de medición directa o no, el conjunto de indicadores debe ser holístico, abarcando aspectos económicos, ecológicos, sociales... Por otra parte, como se ilustra en los trabajos que se recogen a continuación, las técnicas de análisis multicriterio –MCA– (*multicriteria analysis*) han permitido estructurar e implementar la evaluación de la GFS basada en conjuntos de C&I. Así, dichas técnicas permiten manejar simultáneamente variables cualitativas y cuantitativas, suplir la falta de información con datos cualitativos, opiniones de expertos o conocimiento basado en la experiencia, e integrar y acomodar las opiniones de expertos, profesionales y distintos grupos de interesados (*stakeholders*), facilitando la toma de decisiones en un entorno colaborativo y transparente. En Sheppard y Meitner (2005), puede encontrarse una revisión de los métodos de decisión multicriterio (*multiple criteria decision making* –MCDM) utilizados en la GFS.

Ducey y Larson (1999) utilizan la teoría de conjuntos difusos (*fuzzy sets*) de Zadeh (1965, 1973) para evaluar la sostenibilidad de distintas alternativas de gestión forestal. El método presentado permite comparar las alternativas de gestión evaluadas en función de varios indicadores (suministro de madera, productividad de la estación, calidad del agua, fauna y equidad social) desde distintos puntos de vista. Para ello, se construye un grupo de matrices de evaluación, cuyos elementos representan las puntuaciones de cada una de las alternativas en cada uno de los indicadores desde cada uno de los puntos de vista. Los elementos son normalizados de modo que su valor esté comprendido entre cero y uno, reflejando el grado de satisfacción de un indicador de sostenibilidad difuso (por convenio, el valor 1 indica satisfacción absoluta, mientras que 0 indica la falta total de satisfacción del indicador). A partir del grupo de matrices de evaluación, se puede: i) identificar las alternativas inaceptables e inferiores, siendo deseable que los elementos tengan un umbral de aceptabilidad mínimo similar; ii) identificar las tasas de intercambio (*trade-offs*) entre indicadores y entre puntos de vista; iii) identificar los indicadores poco relevantes en el proceso de decisión (no sirven para discriminar entre alternativas) y aquellos que son fuente de conflicto (tienen puntuaciones muy distantes para los diferentes puntos de vista), y iv) realizar un análisis de sensibilidad.

Mendoza y Prabhu (2000a,b) utilizan varias técnicas de análisis multicriterio para seleccionar un conjunto de criterios e indicadores para la gestión sostenible de un espacio forestal de 125.000 ha localizado en Kalimantan (Indonesia). Para ello, parten del conjunto de C&I desarrollado por el Centro Internacional de Investigación Forestal (CIFOR) descrito en

Prabhu et al. (1999), y un grupo de profesionales, expertos y otros interesados evalúa y prioriza los criterios e indicadores mediante dos métodos de asignación directa de pesos: el método de ordenación simple (*ranking method*) y el método de tasación simple (*rating method*), y mediante el método de comparación por pares del Método de las jerarquías analíticas (AHP) desarrollado por Saaty (1980).

Varma et al. (2000) definen un conjunto de indicadores y se centran en la medición de los cambios espaciales y temporales de los mismos mediante el uso de un Sistema de Información Geográfica (SIG) con el fin de detectar las celdas o “puntos calientes” (problemáticos) para la sostenibilidad que requieren de intervención. Entre los indicadores elegidos se encuentran: la distribución y superficie de bosque gestionada para la conservación y uso de los recursos genéticos; la distribución y número de especies endémicas; la distribución y número de especies según su estatus de protección; la distribución y superficie afectada por enfermedades, plagas, fuego, competencia de especies exóticas y ausencia de regeneración; etc. A continuación, fijados unos niveles de aspiración y los valores mínimos aceptables, los autores proponen un modelo de programación lineal cuyas variables de decisión denotan el número de celdas asignado a cada “valor” (biodiversidad, producción, protección y valor social) con el fin de determinar la estrategia de uso del suelo que maximiza una función de utilidad multiatributo. Por último, diseñan una heurística para buscar la mejor distribución espacial de los valores obtenidos en la unidad de gestión.

Mrosek (2001) presenta un método de análisis y evaluación de la gestión para la conservación de un espacio forestal llevada a cabo por una compañía canadiense, entendida como la gestión que trata de imitar los procesos naturales y minimizar el impacto de las prácticas forestales. El espacio se localiza en Ontario (Canadá), abarca 19.000 ha y alberga un total de 33 especies arbóreas, siendo las formaciones arboladas más abundantes las de frondosas tolerantes dominadas por *Acer saccharum* y *Fagus americana*. El espacio forestal incluye 50 lagos y 250 humedales, y el uso múltiple contempla la producción de madera, la pesca, la caza, el senderismo, la acampada y otras actividades recreativas. La gestión es evaluada mediante la valoración de 24 indicadores relativos a 8 criterios en una escala cualitativa de cinco puntos, comparando su situación actual con una situación ideal o deseada. Entre los indicadores evaluados se encuentran la densidad de vías forestales, la intensidad de aplicación de pesticidas, la diversidad estructural de las masas, la presencia de madera muerta, etc.

Mendoza y Prabhu (2003) toman como caso de estudio la Reserva Natural de Mafungautsi, al oeste de la República de Zimbabue, para elaborar y analizar un conjunto exhaustivo de criterios e indicadores de sostenibilidad. Además de valorar la importancia relativa de cada indicador y evaluar su condición actual con respecto a cierto nivel de aspiración, los autores proponen un diagrama de influencias para analizar las relaciones entre los indicadores, calculando para cada uno tres medidas: el dominio, la centralidad y la trascendencia. El dominio de un indicador refleja el número de indicadores relacionados directamente con él con independencia de la dirección de la unión, reflejando su importancia táctica. La centralidad recoge el impacto del indicador derivado de su conexión directa e indirecta con otros indicadores, reflejando su importancia estratégica. Por último, la trascendencia está relacionada con el número de indicadores críticos (cruciales) con los que está relacionado. La importancia de analizar dichas relaciones radica en la idea de que un indicador puede no estar en riesgo en sí mismo, pero verse comprometido por su conexión directa o indirecta con otros indicadores que sí lo estén.

En un estudio realizado en Kalimantan Central (Indonesia), Hartanto et al. (2003) investigan el impacto de las cortas en la escorrentía superficial y erosión del suelo en dos cuencas con distintos sistemas de aprovechamiento maderero, considerando como indicadores de la calidad y cantidad de agua en los cauces las siguientes variables medidas en el área de corta: la cobertura arbórea, el espesor de la hojarasca, la densidad aparente del suelo, los restos leñosos, la humedad del suelo, la densidad del arbolado, la precipitación, el volumen de escorrentía superficial y el peso de los sedimentos. Mediante análisis estadísticos de los datos, los autores determinan los factores condicionantes y su idoneidad como indicadores de la GFS.

Para evaluar y comparar la sostenibilidad de distintas alternativas de gestión, Diaz-Balteiro y Romero (2004a) proponen una metodología basada en la programación por metas con variables binarias (*binary goal programming*). La metodología permite agregar los indicadores de sostenibilidad considerados en un solo índice, determinar la alternativa de gestión “más sostenible” y obtener un *ranking* de las alternativas consideradas. Para ello, en primer lugar, construyen una matriz cuyos elementos representan las evaluaciones de las distintas alternativas bajo cada uno de los indicadores y normalizan los elementos, de manera que las evaluaciones sean adimensionales y estén comprendidas entre 0 y 1. Por otra parte, un panel de expertos fija un nivel de aspiración para cada indicador y los niveles se normalizan

de igual modo. En segundo lugar, los autores formulan un modelo de programación por metas ampliado (Romero, 2001) en el que, para cada indicador, una meta liga (a través de las variables de desviación positiva y negativa) la suma de los valores normalizados alcanzados por las distintas alternativas con el correspondiente nivel de aspiración normalizado, mientras que una restricción obliga a la selección de una única alternativa de gestión y la función de logro consiste en minimizar una cierta función de las variables de desviación no deseadas. Así, dependiendo de cuál sea la función de logro, la alternativa “más sostenible”, resultante de la resolución del modelo, podrá ser, alternativamente, la de mayor logro agregado de todos los indicadores, la más equilibrada en términos del logro de los distintos indicadores o la que represente un cierto compromiso entre las dos soluciones anteriores. Finalmente, elegida una función de logro, la resolución del modelo de manera iterativa, descartando en cada iteración la solución obtenida, permite ordenar las alternativas de mayor a menor índice de sostenibilidad global. La metodología es aplicada al caso de un monte de 1.156 ha de la provincia de Burgos formado por masas puras y mixtas de pino silvestre, pino resinero y sabina albar, considerando 11 indicadores de sostenibilidad y 14 alternativas de gestión. Una extensión de este trabajo puede encontrarse en Diaz-Balteiro y Romero (2004b).

Huth et al. (2005) analizan los impactos a largo plazo de 64 alternativas de corta en una masa de Dipterocarpaceas de 9 ha localizada en la Reserva Forestal de Deramakot, en Sabah (Borneo). Las alternativas son definidas en función del turno (20, 40, 60, 80 años), el diámetro mínimo de cortabilidad (30, 40, 50, 60 cm), la intensidad de corta expresada en términos de la densidad de árboles maderables en pie tras la corta (0, 3, 6 ó 9 pies/ha) y el empleo de prácticas de aprovechamiento convencionales o de prácticas de bajo impacto. Mediante el modelo de crecimiento de árbol individual FORMIND (Köhler y Huth, 1998) simulan la dinámica de la masa durante un horizonte de 240 años, obteniendo el impacto sobre tres indicadores: la producción de madera, la apertura del dosel y el cambio de la composición específica. Por último, los autores evalúan y ordenan las alternativas mediante una extensión estocástica del método PROMETHEE (*Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluations*). Los autores pretenden responder a tres preguntas: i) cuáles son los cambios principales en la estructura de la masa provocados por la corta y cómo dependen de las estrategias de gestión elegidas; ii) qué escenarios de corta son mejores con respecto a distintas prioridades de conservación de las funciones de la masa, y iii) si existe un escenario óptimo que se comporta bien bajo un rango amplio de distintas prioridades y qué escenarios representan un buen compromiso.

Palmer et al. (2005) analizan la sostenibilidad de las plantaciones de *Pinus radiata* en Nueva Zelanda, investigando la influencia de sucesivos turnos sobre la productividad del suelo. Para ello, seleccionan 192 puntos de muestreo sobre tres tipos de masa: bosque nativo de Podocarpaceas y frondosas, plantación de pino de 24 años en el primer turno y plantación de pino de 4 años en el segundo turno, determinando el fósforo disponible en el suelo, el contenido de nutrientes de las hojas y el grado de perturbación del suelo.

El trabajo de Watt et al. (2005) constituye el punto de partida de un estudio en plantaciones forestales para determinar la influencia de los sucesivos turnos de aprovechamiento en el mantenimiento de la capacidad productiva a largo plazo y en la conservación del suelo y los recursos hídricos, que son dos de los siete criterios establecidos en el Proceso de Montreal para la Conservación y Gestión Sostenible de los Bosques Boreales y Templados (Montréal Process, 1994). Así, los autores presentan un estudio de calidad de estación que abarca 35 estaciones, cubriendo todo el rango de condiciones edáficas y medioambientales de las plantaciones en Nueva Zelanda. El estudio pretende, en primer lugar, identificar los indicadores del suelo claves para la productividad, estableciendo en cada estación 8 parcelas plantadas a una densidad de 40.000 pies/ha con un diseño factorial de tres factores: especie (*Pinus radiata* y *Cupressus lusitanica*), fertilización (no fertilización y fertilización a demanda) y grado de perturbación (bajo y alto). En segundo lugar, el estudio establece parcelas permanentes con densidades convencionales (entre 500 y 1.100 pies/ha) para determinar los efectos de las masas y operaciones forestales sobre la calidad del suelo y la productividad de la estación a largo plazo, y validar los resultados obtenidos a corto plazo.

Wolfslehner et al. (2005) abordan el problema de la gestión forestal sostenible en una masa de *Picea abies* de 250 ha localizada al sur de Austria mediante la aplicación de los métodos AHP (*Analytic Hierarchy Process*, Saaty, 1977, 1980) y ANP (*Analytic Network Process*, Saaty, 1999). Para aplicar dichos métodos, estructuran el problema considerando los 6 criterios de las directrices paneuropeas para la GFS (MCPFE, 1998), 43 indicadores obtenidos mediante la consulta a expertos con el método Delphi y 4 alternativas de gestión.

Wolfslehner y Vacik (2008) evalúan la sostenibilidad de la gestión forestal a escala de monte o grupo de montes mediante el ANP (Saaty, 1999) en un modelo de Presión-Estado-Respuesta (PER). El modelo PER muestra las interrelaciones entre el medio ambiente, la economía y la sociedad, describiendo las relaciones causa-efecto por medio de indicadores. Los indicadores de presión describen la presión ejercida por las actividades humanas sobre el medio ambiente

y los recursos naturales, reflejando la intensidad de uso de los recursos naturales y las emisiones al ambiente. Los indicadores de estado muestran la situación del medio ambiente y los recursos naturales en un momento determinado (p. ej. concentración de contaminantes, cantidad –activos– de recursos naturales, etc.). Por último, los indicadores de respuesta están relacionados con las acciones y reacciones colectivas que lleva a cabo la sociedad (respuesta) para mitigar los efectos negativos de las actividades humanas sobre el medio ambiente, revertir los daños causados al mismo y conservar los recursos naturales. Los autores utilizan el ANP para representar las interrelaciones entre los indicadores considerados y evaluar cuatro alternativas de gestión en una masa de *Picea abies* de 650 ha, seleccionando la más sostenible. Así, seleccionan 12 indicadores, cada uno de los cuales es descrito en sus tres facetas: reflejando el estado actual de la masa, indicando las presiones potenciales sobre la misma y provocando las respuestas a dichas presiones. La evolución de los estados, presiones y respuestas de los indicadores se basa en valoraciones cualitativas para un horizonte de 120 años dividido en 4 períodos, lo que supone un total de 576 evaluaciones para cada período (12 indicadores \times 3 facetas \times 4 alternativas).

Balana et al. (2010) analizan la sostenibilidad de la gestión de los recursos forestales aprovechados por las comunidades indígenas de la provincia de Tigray, al norte de Etiopía. Para ello, el primer objetivo consiste en identificar un conjunto de criterios e indicadores de sostenibilidad socioeconómicos y medioambientales representativos de las condiciones locales, organizando numerosos grupos de discusión con participantes de seis aldeas y un taller con expertos, profesionales y usuarios locales, considerando finalmente 6 criterios y 43 indicadores. A continuación, se obtiene la importancia relativa de cada criterio y de los indicadores bajo cada criterio mediante los métodos de ordenación simple (*ranking method*), de puntuación (*scoring method*) y de comparación por pares (*pair-wise comparisons*), también llamado “método de eigenpesos” (Barba-Romero y Pomerol, 1997). Finalmente, se plantean 6 alternativas de gestión que son evaluadas bajo cada uno de los indicadores mediante el AHP con el fin de elegir la más sostenible.

Jeffries et al. (2010) parten de estudios previos en bosques secundarios que sugieren que los turnos cortos y las prácticas culturales posteriores a la corta pueden reducir la diversidad de especies del subpiso, comprometiendo su sostenibilidad a largo plazo. En este contexto, los autores comparan plantaciones de *Pinus taeda* de Carolina del Norte de 22 y 18 años de edad en el segundo y tercer turno respectivamente, utilizando la ordenación indirecta (*indirect*

ordination) y el análisis de especies indicadoras para determinar la influencia de los sucesivos aprovechamientos madereros y los tratamientos selvícolas a la composición específica del subpiso.

Por último, Creed et al. (2011) destacan la importancia de la conservación de los recursos hídricos como objetivo esencial de la GFS, proponiendo seis principios hidrológicos como base de la gestión de los ecosistemas forestales para asegurar la sostenibilidad del suministro de agua de calidad y la resiliencia del sistema. El Principio 1 resalta la importancia de considerar la cuenca (en lugar del monte o el rodal) como unidad de planificación de la gestión forestal, de acuerdo con los flujos hidrológicos dominantes. El Principio 2 defiende la conservación de los elementos hidrológicos fundamentales (áreas de recarga, de descarga y de almacenamiento), mientras que el Principio 3 se centra en el mantenimiento de la conectividad hidrológica entre los mismos. Los Principios 4 y 5 plantean la necesidad de respetar la variabilidad temporal de los sistemas hidrológicos y su heterogeneidad espacial. Por último, el Principio 6 trata sobre el mantenimiento de la redundancia y diversidad de los elementos hidrológicos y sus funciones. En este contexto, los autores señalan que las cortas a hecho de grandes dimensiones favorecen los flujos superficiales a costa de los subsuperficiales, pudiendo generar mayor escorrentía y pérdidas de suelo, mientras que las cortas dispersas de pequeño tamaño mantienen las funciones de almacenamiento y recarga, controlando así la emisión de sedimentos y el lavado de nutrientes. En definitiva, los principios se traducirán en unas prácticas de gestión adecuadas (anchura de las bandas de amortiguación, trazado de la red viaria, diseño de las unidades de corta, etc.).

1.3. Influencia del aprovechamiento maderero en la respuesta hidrológica de las cuencas

La influencia del aprovechamiento maderero en el comportamiento hidrológico de las cuencas ha sido extensamente estudiado (p. ej. Bowling et al., 2000; Moore y Wondzell, 2005). Los estudios analizan múltiples factores, tales como la superficie total de corta, la ubicación y forma de las unidades de corta, los arrastraderos y otras vías de saca, y múltiples efectos, como la variación de la evapotranspiración, de la escorrentía superficial, del volumen de agua, de los caudales, etc., los cuales están encadenados. Estos efectos suelen mantenerse a corto plazo (Beasley y Granillo, 1988; Marion y Ursic, 1993), pero pueden tener repercusiones importantes sobre la sostenibilidad futura de los ecosistemas forestales (Bormann y Likens, 1979; Hornbeck y Kropelin, 1982; Waring y Schlesinger, 1985).

El efecto de las masas forestales en la evapotranspiración ha sido estudiado por Calder y Newson (1979), McCulloch y Robinson (1993) y Fahey y Jackson (1997), entre otros. Paralelamente, numerosos estudios han constatado que la eliminación de la cubierta arbórea provoca, en primer lugar, la disminución de la evapotranspiración (p. ej. Bosch y Hewlett, 1982; Troendle y Reuss, 1997; Abdelnour et al., 2011).

Asimismo, la eliminación de la cubierta arbórea produce una disminución de la infiltración (Hillel, 1998; Sirin et al., 1991; Pereira, 1992) y un incremento de la escorrentía (Chang et al., 1982; Ursic, 1991a,b; Trettin, 1994). Patric (1980), Van Lear et al. (1985), Beasley y Granillo (1988) y Cosandey (1993) indican que el aumento de escorrentía se produce inmediatamente tras la corta, aunque el efecto desaparece a medida que la masa se regenera (Hewlett y Doss, 1984). Igualmente, Lynch y Corbett (1990) observaron cómo aumentaba la escorrentía, recuperándose los valores iniciales cuatro años después de la corta, mientras que Lebo y Herrmann (1998) y Xu et al. (2000, 2002) observaron que los valores originales se recuperaban a los dos años.

A su vez, la mayor escorrentía se traduce en un aumento del volumen de agua en los cauces (Hibbert, 1966; Rothacher, 1970; Keppeler y Ziemer, 1990), mientras que la regeneración posterior a la corta provoca la disminución del volumen de agua (Sahin y Hall, 1996; Jones, 2000; Jones y Post, 2004). Stednick (1996) revisó 95 estudios realizados en cuencas pareadas, observando que el volumen de agua aumentaba linealmente con el área cortada si esta superaba el 20% de la cuenca.

En términos de caudal, la presencia de una cubierta arbórea reduce de forma sustancial los caudales punta, especialmente para bajos períodos de retorno (Hewlett y Helvey, 1970; Leibscher, 1970; Chen y He, 1991; Dubicki, 1994), mientras que las cortas provocan un aumento del caudal punta (Anderson y Hobba, 1959; Harr y McCorison, 1979; Harr, 1980; Chistner y Harr, 1982; Bosch y Hewlett, 1982; Hewlett y Doss, 1984; Harr, 1986; Berris y Harr, 1987; Golding, 1987; Trettin, 1994; Jones y Grant, 1996; Jones, 2000). Trettin (1994) observa, además, el aumento del caudal base después de las cortas. Schnorbus y Alila (2004) observaron que las cortas a hecho incrementaban la magnitud y frecuencia de los caudales punta en las zonas montañosas del interior de la Columbia Británica. Su trabajo supone un intento de aprovechar las ventajas de la unión de los datos sintéticos de clima y los modelos hidrológicos numéricos para determinar cómo afectan las cortas a los caudales punta anuales para períodos de retorno de 1 a 100 años y si existe una relación entre la superficie cortada, la

cota y el caudal punta. En el estudio se utiliza la simulación numérica para generar una serie temporal de caudales durante 100 años con una resolución de 1 hora para 10 escenarios distintos de corta. Para cada escenario, se ajustan los parámetros de la cubierta forestal para reflejar las diferentes proporciones de área y cota de las cortas a hecho, mientras los restantes parámetros permanecen constantes. Cada escenario es modelizado con los mismos datos meteorológicos y no se contempla regeneración ni modificación en la cubierta vegetal, tratando de generar la respuesta que existiría durante los años subsiguientes a la corta. La respuesta hidrológica de la cuenca de estudio se simuló con un modelo paramétrico y distribuido de base física denominado *Distributed Hydrology-Soil-Vegetation Model – DHSVM*– (Wigmosta et al., 1994), que estima de manera explícita la distribución espacial de la humedad, los flujos de energía y la generación de escorrentía al subdividir la cuenca en celdas de 25 m de resolución (la misma que el Modelo Digital de Elevaciones utilizado). Cada celda intercambia agua con las celdas adyacentes, lo que resulta en una redistribución tridimensional del agua a lo largo de la cuenca (se puede encontrar una descripción completa del modelo en Wigmosta et al., 2002 y en Whitaker et al., 2003, y modificaciones recientes en Thyer et al., 2004). En el estudio, la cuenca se divide en cuatro bandas altitudinales utilizando la curva hipsométrica, y todos los escenarios consideran la corta a hecho de un determinado porcentaje de la superficie de cada banda altitudinal. Se observó un aumento del caudal punta para todos los períodos de retorno analizados a medida que la superficie cortada aumentaba. Se observó que el lugar en el que se realizan las cortas tiene un efecto significativo, principalmente como consecuencia de la acumulación de la nieve y su fusión posterior, lo que se traduce en que las cortas por debajo de la “zona de nieve” tienen poca influencia en el caudal punta. En Abdelnour et al. (2011) se analiza la influencia de la localización de las cortas sobre el caudal mediante 20 simulaciones en las que se cortaba el 20% de la superficie de la cuenca en distintas ubicaciones, concluyendo que existe un incremento lineal del caudal a medida que las cortas se realizan más cerca de los cauces. Los resultados sugieren que el caudal aumenta linealmente con la superficie cortada, aunque este incremento no es significativo para cortas inferiores al 10% de la superficie de la cuenca. Finalmente, en otros trabajos se apunta que los caminos y vías forestales tienen un impacto mayor en el caudal que las propias cortas (Jones y Grant, 1996). A este respecto, Storck et al. (1998) utilizan el modelo DHSVM de Wigmosta et al. (1994) para evaluar el efecto de la construcción de caminos y vías forestales en los caudales punta en tres cuencas de la Cordillera de las Cascadas y evaluar su capacidad en la identificación de áreas sensibles.

Por otro lado, al aumento de la escorrentía le acompaña el de la erosión del suelo y la emisión de sedimentos y nutrientes (Rothacher, 1970; Megahan y Kidd, 1972; Bormann y Likens, 1979; Troendle, 1983; Van Lear et al., 1985; Beasley et al., 1986; Ursic, 1986; McClurkin et al., 1987; Beasley y Granillo, 1988; Hornbeck et al., 1993; McCulloch y Robinson, 1993; Kraske y Fernández, 1993; Marion y Ursic, 1993; Zhang et al., 2001; Bruijnzeel, 2004; Farley et al., 2005; Sidle y Ochiai, 2006; Waterloo et al., 2007). La erosión del suelo en el área de corta afecta a su fertilidad física y química (Ebisemiju, 1990). Además del incremento de la sedimentación y turbidez del agua, y de los niveles de nutrientes y contaminantes en el agua, los impactos a distancia se traducen en el aterramiento de los embalses y canales de riego (Vitousek, 1981; Riekerk, 1983; Hopmans et al., 1987; Craswell et al., 1998) y la disminución de la abundancia de peces (Skarbovik, 1993). Asimismo, las vías de saca constituyen importantes fuentes de sedimentos (Trimble y Sartz, 1957; Gilmour, 1971; Douglas et al., 1993). En resumen, investigadores de todo el mundo han encontrado una relación directa entre las cortas y el incremento de sedimentos en suspensión en los ríos (Beschta, 1978; Kasran y Rahim, 1994; Martin y Hornbeck, 1994; Macdonald et al., 2003; Chappell et al., 2004; Gomi et al., 2005; Ide et al., 2009; Basher et al., 2011; Zimmermann et al., 2012), a menudo con efectos a largo plazo (Zhang et al., 2009). Martin y Hornbeck (1994) comprueban cómo la calidad del agua se recupera entre tres y seis años después de las cortas. En general, los estudios de cortas a hecho muestran incrementos significativos en la producción de sedimentos, llegando incluso a multiplicar por diez la cantidad de sedimentos antes de la corta (Grant y Wolff, 1991; Gomi et al., 2005; Grayson et al., 1993; Cornish, 2001), especialmente si el terreno presenta fuertes pendientes (Walsh et al., 2011). Si no son controladas, las cortas pueden constituir focos dispersos de emisión de sedimentos debido a la reducción de la cubierta vegetal, la exposición directa del suelo, su compactación, etc. (Riley, 1988; Croke et al., 1999b, 2001; Chappell et al., 2004; Sidle et al., 2004). Si se producen lluvias de alta intensidad inmediatamente después de las cortas y existen conexiones ininterrumpidas entre las superficies cortadas y la red de drenaje, los procesos erosivos acelerados pueden originar la emisión de sedimentos a los cauces (Cornish, 2001; Croke y Mockler, 2001; Sidle et al., 2004; Klein et al., 2012). Hartanto et al. (2003) investigaron a escala de parcela el impacto de las actividades de corta en la escorrentía superficial y la erosión del suelo in situ en un bosque húmedo tropical de Kalimantan Central (Indonesia). Para ello, los autores establecen 7 parcelas de escorrentía y erosión en una cuenca de 30,78 ha donde el aprovechamiento maderero se realiza mediante un sistema convencional y 7 parcelas en una cuenca de 44,45 ha donde se utiliza un sistema de aprovechamiento de bajo impacto –

RIL (*Reduced Impact Logging*). De las 7 parcelas, 2 parcelas eran de control (localizadas en zonas donde no se realizaban cortas), otras 2 se localizaban en zona de corta, y 3 se localizaron sobre vías de desembosque (arrastre). En cada una se midió la cobertura arbórea, el espesor de la hojarasca, la densidad aparente del suelo, los restos leñosos, la humedad del suelo, la densidad del arbolado, la precipitación, el volumen de escorrentía superficial y el peso de los sedimentos. Con los datos, se realizaron análisis multivariantes de dos vías para determinar el efecto de la localización de la parcela (control, área de corta y arrastradero) y el sistema de aprovechamiento maderero (convencional y de bajo impacto) en la escorrentía y la erosión del suelo y en las variables ecológicas. También se realizó un análisis similar para determinar qué variables ecológicas condicionaban la escorrentía y la pérdida de suelo, y se utilizó el análisis de correlación de Spearman para determinar si existía correlación lineal entre la escorrentía, la pérdida de suelo y las variables ecológicas. Por otra parte, Reisinger et al. (1992) observaron que la densidad aparente del suelo en los arrastraderos se recuperaba a los cuatro años de la corta, pero tardaba más en las vías de saca principales y en las áreas de elevado tránsito (Shetron et al., 1988).

Asimismo, el aprovechamiento maderero puede contribuir a la aparición de movimientos en masa (Fiksdal, 1974; Swanson y Dyrness, 1975; Swanson et al., 1977; Sidle et al., 1985; Swanston, 1991; Montgomery et al., 2000; Brardinoni et al., 2002; Guthrie, 2002; Jakob et al., 2005; Sidle y Ochiai, 2006). En la mayoría de estos estudios, se demuestra que las cortas a hecho aceleran la aparición de movimientos en masa y flujos hiperconcentrados. Tras su aparición, los movimientos en masa y los flujos hiperconcentrados desencadenan importantes fuerzas destructivas y aportan grandes volúmenes de sedimentos a los ríos (Gomi y Sidle, 2003; Constantine et al., 2005), lo que modifica la estructura de los cauces y los ecosistemas fluviales (Hartman et al., 1996; Gomi et al., 2002; Gomi y Sidle, 2003) y pone en peligro infraestructuras y vidas humanas (Sidle y Chigira, 2004; Sidle y Ochiai, 2006). En Keim y Skaugset (2003) se analiza la relación entre la cubierta forestal y la estabilidad de las laderas, y en Japón, Imaizumi et al. (2008) intentan clarificar el efecto que tienen las cortas a hecho y la regeneración posterior sobre los movimientos en masa y flujos hiperconcentrados. Los objetivos específicos del estudio son: 1) analizar la ocurrencia de movimientos en masa y flujos hiperconcentrados en zonas con cortas a hecho; 2) investigar el papel de las cortas a hecho en la estabilidad de las laderas, y 3) analizar la magnitud y evolución de los impactos provocados por los movimientos en masa y los flujos hiperconcentrados inducidos por las cortas. Los movimientos en masa y los flujos hiperconcentrados fueron identificados sobre

imágenes estereoscópicas y cartografiados a escala 1:5.000 para ser analizados posteriormente utilizando un SIG. De esta manera, se observó que las masas en las que se había actuado eran más inestables durante los diez años siguientes a la corta; la estabilidad comenzaba a recuperarse a partir de los diez años y a los veinticinco no había diferencias significativas con las masas que sirvieron de control (sin cortas).

Con respecto a las masas de eucalipto, Langford et al. (1982), Cornish (1993), David et al. (1994), Cornish y Vertessy (2001) y Watson et al. (2001) han estudiado el efecto de las cortas a hecho sobre la producción de agua. Por otra parte, Langford (1976), Kuczera (1987), Cornish (1993), Lesch y Scott (1997), Cornish y Vertessy (2001) y Lane y Mackay (2001) han estudiado el efecto de las claras.

Croke et al. (1999a) contribuyen a una mayor comprensión de la generación de escorrentía superficial tras las cortas y su redistribución en bosques nativos de eucalipto del sureste de Australia, analizando los resultados de una serie de precipitaciones artificiales generadas con simuladores de lluvia. Los autores compararon las aportaciones debidas a la escorrentía superficial de dos zonas de corta y examinaron la redistribución de la escorrentía de dichas zonas para un rango de intensidades de precipitación. Los experimentos también cuantificaron los cambios en la escorrentía superficial con el tiempo en función de la recuperación del suelo y la vegetación. Los objetivos específicos de estos experimentos fueron: 1) cuantificar la producción de escorrentía superficial en los arrastraderos y áreas de corta bajo distintas intensidades de lluvia; 2) relacionar las diferencias en la producción de escorrentía con el grado de perturbación de cada zona, medido por las características del suelo y la vegetación; 3) esclarecer la naturaleza y magnitud de la redistribución de la escorrentía superficial entre el arrastradero y el área de corta durante eventos de tormenta específicos, y 4) examinar las tendencias en la producción de escorrentía en estas superficies en función del tiempo.

En Sudáfrica, Scott y Prinsloo (2008) investigan los efectos a largo plazo sobre los caudales circulantes de las forestaciones con *Pinus radiata* y *Eucalyptus grandis*. El análisis revela que el consumo de agua se reduce con la edad de las plantaciones y que los caudales circulantes se recuperan en cierta medida con el paso del tiempo.

Shi et al. (2012) revisan los efectos ecohidrológicos de las plantaciones de eucalipto, resumiendo los resultados de numerosos estudios acerca de los impactos de las plantaciones sobre la evapotranspiración y el volumen total de agua producido. Los autores destacan que

las tasas de transpiración dependen, principalmente, del índice de área foliar, la humedad del suelo y la edad del arbolado, decreciendo generalmente con la edad de la masa; la cantidad de agua en las cuencas aumentaba tras las cortas y los incendios, y la escorrentía se reducía de manera significativa a los 20 ó 30 años tras la plantación o regeneración, retornando lentamente con la edad a los valores iniciales. En general, las forestaciones y reforestaciones provocaban una reducción del volumen total de agua en las cuencas dado el rápido crecimiento de las masas de eucalipto.

Webb et al. (2012) analizan los efectos de las cortas en masas de eucalipto en la carga de sedimentos en cuencas pareadas y comprueban la hipótesis de que dichas cortas incrementan la carga de sedimentos. Dos de las cuencas sirvieron de control (no se realizaron cortas) y otras tres fueron cortadas por entresaca pie a pie en 2007. Para la realización de estas cortas se aplicaron buenas prácticas de gestión, que incluían el mantenimiento de la vegetación de ribera, la restricción de las cortas a zonas con pendientes inferiores al 30%, el mantenimiento de las masas extramaduras y de hábitats de especial interés, etc. Las cortas supusieron un incremento del volumen de escorrentía que dependía de la superficie cortada, y en algunas cuencas los sedimentos en suspensión aumentaron tras la corta.

Jamshidi et al. (2013) analizan la influencia de la precipitación, el suelo y la pendiente como desencadenantes de la erosión en cuatro cuencas pobladas por masas de eucalipto en Australia. Las cuencas pareadas consistieron en dos cuencas que sirvieron de control y dos cortadas por entresaca pie a pie, en las que se midieron tanto la precipitación, como el caudal y la carga de sedimentos entre 2001 y 2009. Se demuestra que la pendiente tiene un efecto importante sobre las pérdidas de suelo y que la entresaca pie a pie reduce de manera significativa los fenómenos de erosión tras las cortas. Por otra parte, ante las controversias acerca del consumo de agua de las plantaciones de eucalipto, Ferraz et al. (2013) analizan los conflictos de uso. Considerando como unidad de planificación forestal la cuenca, los autores determinan qué estrategias de gestión promueven la conservación del agua, realizando el análisis a dos escalas: una macro-escala, donde se analiza la disponibilidad hídrica a escala regional, y una meso-escala, donde se contempla la distribución espacial de las plantaciones en el paisaje. Una tercera escala (micro-escala) abordaría la implantación de prácticas de gestión sostenible a escala de monte. Los escenarios de gestión contemplados quedan definidos por: a) el turno; b) la presencia de bosque nativo; c) la gestión de la superficie total como mosaico de plantaciones y bosques nativos; d) el porcentaje de masa extraída en la corta

final, y e) la proporción de superficie cortada cada año. Para analizar las tasas de evapotranspiración, los autores recogieron datos de diferentes cuencas experimentales, para las que se disponía de mediciones continuas de precipitación y caudales circulantes. Para el análisis del régimen hídrico en la meso-escala, utilizaron los datos de la cuenca experimental Tinga (Brasil), de 68,24 ha, poblada por una plantación de *Eucalyptus saligna* de 17 años.

En España, Fernández et al. (2006) realizan un estudio para determinar los cambios en la producción de agua como respuesta a sucesivas y frecuentes alteraciones y actividades de gestión en una cuenca de *Eucalyptus globulus* del NO de España y determinar los factores que permiten explicar esos cambios, así como buscar evidencias de posibles efectos acumulativos si existen perturbaciones de alta frecuencia. El primer año tras la corta a hecho se midió un incremento significativo del volumen de escorrentía (85% más), especialmente durante el otoño y la primavera. Durante el segundo año, el incremento fue todavía mayor (114%), en este caso, durante el otoño y el invierno, principalmente. Durante el tercer año el efecto fue mucho menor, y únicamente durante el otoño. A partir del cuarto año, no se midieron diferencias significativas. Los autores indican que la tendencia observada concuerda con lo observado por Langford (1976), Cornish (1993) o Cornish y Vertessy (2001), pero que no se ha observado una reducción del volumen de escorrentía a medida que aumenta la edad de la masa como apuntan Jayasuriya et al. (1993), Cornish (1993), Cornish y Vertessy (2001) y Watson et al. (2001). Por último, los autores también estudian el efecto de la selección de brotes. Los datos indican un aumento del volumen de escorrentía (47%) durante los tres años siguientes a la selección de brotes, lo que supone una respuesta más acusada que la observada en otras cuencas de eucalipto (p. ej. Ruprecht et al., 1991; Stoneman, 1993; Lesch y Scott, 1997; Lane y Mackay, 2001).

En Ben-Hur et al. (2011) se analizan los efectos de distintos tipos de cubiertas (*Eucalyptus globulus* Labill. y *Pinus pinaster* Ait.) y distintos tipos de perturbaciones en la producción y calidad del agua bajo condiciones atlánticas en Pontevedra. Las perturbaciones sucesivas en plantaciones de eucalipto consistieron en un pequeño incendio forestal en julio de 1989 que quemó el sotobosque y soflamó las copas de los árboles, una corta a hecho en el verano de 1992, una corta final en 1995 y 1996 que consistió en la corta del 70% del área basimétrica y la selección de los brotes y, finalmente, el ataque de una plaga de *Gonipterus scutellatus* Gill. durante la primavera del año 2000 que causó la defoliación parcial de los árboles en la mayor parte de la cuenca. En todos los casos se midió de forma continua el caudal de la cuenca,

comprobandose que existía un mayor caudal en las cuencas pobladas por eucalipto que en las pobladas por pino, básicamente como consecuencia de un mayor uso de agua (por transpiración y por intercepción) por parte de las masas de pino. Durante los tres años posteriores a la corta a hecho del verano de 1992, se observó un aumento significativo de la producción de agua tanto en otoño como en invierno. Asimismo, en los otoños e inviernos siguientes a la corta y la selección de rebrotes de 1995, también se observó el mismo patrón, dejándose de observar el efecto cuatro años después.

Generalmente, la programación de las cortas se ha realizado planteándose la maximización del valor actual neto o del valor del suelo y la concentración de las cortas para reducir el coste de desplazamiento de la maquinaria. El resultado ha sido un paisaje uniforme, con grandes masas monoespecíficas y coetáneas (Walters y Cox, 2001). La percepción social de este tipo de paisajes ha sido negativa, y la creciente preocupación ambiental ha impulsado el desarrollo de medidas para minimizar los impactos de las actividades forestales sobre el agua (Gregory et al., 1991; Gilliam, 1994; Brosfokske et al., 1997; Arthur et al., 1998). Estas medidas incluyen la construcción de las vías forestales lejos de los cauces, el drenaje y rehabilitación de los arrastraderos y otras vías de saca, el uso de bandas de vegetación de ribera y restricciones de corta en zonas con fuertes pendientes, en zonas con suelos frágiles y durante las épocas de elevada precipitación (Aust, 1994), y están diseñadas para controlar la erosión y reducir la llegada de sedimentos y otros contaminantes a los cauces (Wallbrink y Croke, 2002).

En los últimos años, se han desarrollado en Norteamérica Programas de Buenas Prácticas de Gestión forestal –BMPs (*Best Management Practices*)–, tanto voluntarios como obligatorios (Ice et al., 1997), y programas de Gestión Forestal Sostenible que persiguen la conservación del suelo y del agua como uno de los criterios esenciales (MCPFE, 2003; Montréal Process Working Group, 2009). La Iniciativa de Gestión Forestal Sostenible de la American Forest & Paper Association (AF&PA, 2003) contempla restricciones al tamaño de las cortas, distancias mínimas entre las unidades de corta, períodos de exclusión para la corta de zonas adyacentes (*green up intervals*), establecimiento de corredores para la fauna, conservación de las zonas de vegetación ribereña –SMZs (*Stream Management Zones*)– y la aplicación de restricciones de adyacencia. La consideración de este tipo de restricciones supone grandes dificultades prácticas y logísticas debido al menor tamaño de las unidades de corta y a la dispersión espacial de las mismas, suponiendo, además, reducciones en términos de volumen de madera

y valor actual neto (Walters y Cox, 2001). Dichas restricciones conllevan cambios en el paisaje, como el aumento de las zonas de vegetación de ribera y la fragmentación de las masas, lo que crea heterogeneidad en el paisaje y reduce el caudal punta y la emisión de sedimentos (Azevedo et al., 2005a,b).

La efectividad de este tipo de medidas ha sido demostrada tanto a escala de parcela (Hornbeck y Reinhart, 1964; Aubertin y Patric, 1974; Karr y Schlosser, 1978; Martin y Pierce, 1980; Lynch et al., 1985; Borg et al., 1988; Norris, 1993; Croke et al., 1999b) como a escala de cuenca (Lynch et al., 1975; Karr y Schlosser, 1978; Lynch et al., 1985; Grayson et al., 1993; Martin y Hornbeck, 1994), dado que minimizan la alteración del suelo y permiten una rápida regeneración de la vegetación que controla la escorrentía superficial y mitiga los efectos adversos de las cortas (Aust y Blinn, 2004). Así, Hornbeck et al. (1986) observaron que las cortas a hecho por fajas producían menores impactos que las cortas a hecho continuas, y propusieron reducir el tamaño de las cortas y restaurar el área inmediatamente después de la corta. Pierce et al. (1993) concluyeron que las SMZs controlaban el incremento de la turbidez y de la temperatura del agua en los cauces, y Azevedo et al. (2005a) analizaron el efecto de las SMZs a lo largo de cauces permanentes e intermitentes, del tamaño máximo de corta y del período de exclusión para la corta de zonas adyacentes, concluyendo que estas prácticas contribuyen a reducir la cantidad de sedimentos producidos. Martin y Pierce (1980) concluyeron que el mantenimiento de la vegetación de ribera y la realización de las cortas de manera escalonada producía menores pérdidas de suelo, además de reducir la carga de sedimentos y la llegada de otro tipo de contaminantes a los cauces (Binkley y Brown, 1993; Welch et al., 1998).

Arthur et al. (1998) analizaron la calidad del agua en dos cuencas con cortas a hecho, en una de las cuales se habían implementado BMPs y en la otra no, concluyendo que el volumen de escorrentía y los sedimentos en suspensión aumentan al realizar las cortas y que este aumento es mayor cuando no se utilizan las BMPs.

Macdonald et al. (2003) analizaron los caudales circulantes y los sedimentos en suspensión en tres cuencas forestales de pequeño tamaño en función de distintas medidas de gestión de la zona de ribera durante un período de 6 años (un año antes de las actuaciones y cinco años después). El diseño experimental sigue el planteamiento de cuencas pareadas (Bates y Henry, 1928), en el que una cuenca es utilizada como control y otras sirven para analizar los distintos tratamientos.

Wallbrink y Croke (2002) analizaron la efectividad de las BMPs por medio de simuladores de lluvia (capaces de producir lluvias con distintas intensidades sobre una superficie de 350 m²) y del uso de trazadores (¹³⁷Cs). Los resultados demuestran una clara reducción en la producción de sedimentos y su posterior emisión gracias a la consideración de las BMPs, especialmente en lo que se refiere a los sedimentos de mayor tamaño, aunque son poco eficaces en el control de los más finos, reduciéndose, además, los aportes de nitrógeno y fósforo (Wynn et al., 2000).

1.4. El concepto de conectividad hidrológica

Algunos de los trabajos revisados en el apartado anterior contemplan el movimiento del agua en la cuenca (Wigmosta et al., 2002; Whitaker et al., 2003; Thyer et al., 2004), la conexión entre las zonas de corta y la red de drenaje (Cornish, 2001; Croke y Mockler, 2001; Sidle et al., 2004; Klein et al., 2012) o la redistribución de la escorrentía en las zonas de corta (Croke et al., 1999a). En este contexto, la conectividad hidrológica trata de describir la conexión entre laderas y cauces y la relación que existe entre ésta y la escorrentía resultante (McGuire y McDonnell, 2010). La conectividad hidrológica es esencial para la integridad ecológica del paisaje, y depende del estado de humedad, de las propiedades del suelo y de la topografía (Pringle, 2003). Como es sabido, las alteraciones a escala de paisaje pueden aumentar o reducir la conectividad y provocar impactos ambientales significativos (Pringle, 2003; Bracken y Croke, 2007).

Los conceptos de adyacencia y conectividad han sido muy utilizados en la planificación forestal. En este contexto, se define el concepto de “vecindario” como el conjunto de celdas adyacentes o contiguas a una dada. Estos cálculos, a partir del análisis de capas *raster*, hacen uso de una “ventana” de 3 × 3 celdas, que comprende la celda central y sus ocho vecinas. Así, existen dos formas de trabajar con este “vecindario”: a) considerando únicamente las cuatro celdas conectadas directamente con la celda central (existe un segmento como frontera) o b) utilizando las ocho celdas vecinas, lo que es más habitual (Figura 1.6).

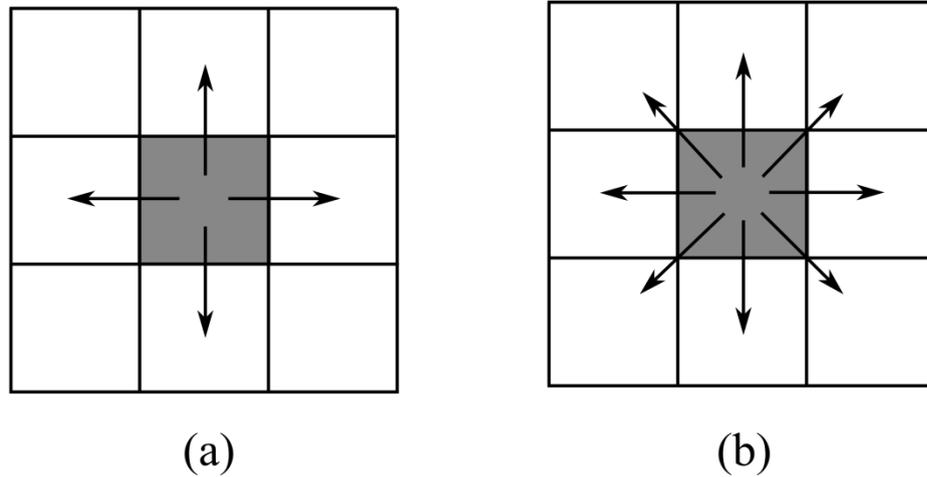


Figura 1.6. Vecindarios de cuatro y ocho conexiones. En el caso (a), solamente se tienen en cuenta los vecinos horizontales y verticales de la celda central. En el caso (b), se consideran los ocho vecinos de la celda central.

Desde el punto de vista hidrológico, uno de los principales procesos que tienen lugar sobre la superficie terrestre es el movimiento de flujos, tanto líquidos como sólidos, siendo el Modelo Digital de Elevaciones (MDE) una herramienta de primer orden para un análisis exhaustivo de estos procesos hidrológicos. De esta manera, habrá celdas que no solo son adyacentes a una dada sino que están conectadas con ella desde el punto de vista hidrológico.

El análisis del movimiento de los flujos en la ladera y la asignación de direcciones de flujo se lleva a cabo mediante un análisis de tipo focal, definiendo una ventana de 3×3 celdas y analizando la conectividad entre las celdas del MDE. Las direcciones de flujo, que definen el comportamiento hidrológico de cada celda como unidad aislada, vienen condicionadas directamente por la celda en cuestión y las circundantes, ya que es la relación entre las alturas o cotas de cada una de ellas y la celda central la que indica la dirección del flujo. Estas direcciones están fundamentadas en el principio básico y evidente de que el agua en su recorrido se mueve siempre hacia el menor potencial posible, esto es, en la dirección de la máxima pendiente. En definitiva, la topografía del terreno es el principal factor para la determinación de la escorrentía en las laderas (Kirkby y Chorley, 1967; Dunne et al., 1975; O'Loughlin, 1981; Beven y Wood, 1983; Wolock y McCabe, 1995) y determina el efecto de la gravedad en el movimiento del agua y el camino que la escorrentía sigue sobre la ladera hasta llegar a los cauces (Wolock et al., 1990).

Las líneas de flujo son el conjunto de líneas que definen la dirección del flujo en cada punto de una superficie topográfica. Estas líneas comienzan en las divisorias y definen el camino que seguirá el agua a medida que fluye cuesta abajo bajo la influencia de la gravedad. Existen varios procedimientos para el cálculo de las direcciones de flujo, pero de manera general se puede hablar de: a) algoritmos que calculan una única dirección de flujo para cada celda (*Single Flow Direction algorithms –SFD–*) y b) algoritmos que calculan múltiples direcciones de flujo para cada celda (*Multiple Flow Direction algorithms –MFD–*) (Figura 1.7).

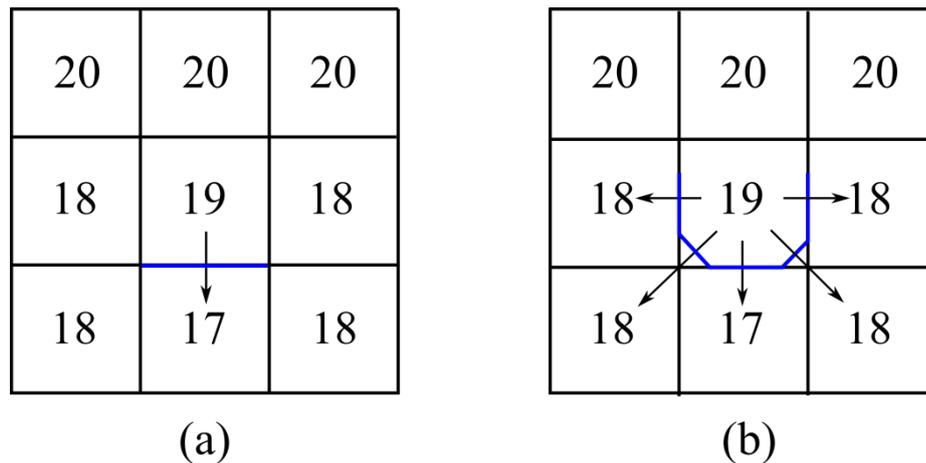


Figura 1.7. SFD vs. MFD (Wolock y McCabe, 1995): (a) Un único flujo en la dirección de máxima pendiente, y (b) Múltiples flujos en todas las direcciones aguas abajo.

Una aproximación bastante habitual es considerar que el movimiento del agua está determinado únicamente por la acción de la gravedad. Otra hipótesis de partida es que la escorrentía que llega a una celda se reparte homogéneamente por la misma. Por último, se asume que no puede existir escorrentía desde una celda de menor cota hasta una celda de mayor cota, aunque podrían existir pequeñas porciones del terreno de la celda más baja que estuvieran a mayor cota que su vecina como consecuencia de la relación entre resolución de la capa *raster* y la variabilidad altitudinal del terreno.

El modelo más sencillo de asignación de direcciones de flujo es el denominado D8, acrónimo derivado de su denominación en lengua inglesa *Deterministic 8* (O’Callaghan y Mark, 1984). Dicho modelo es el implementado en la mayoría de los Sistemas de Información Geográfica con capacidades de análisis hidrológico, debido principalmente a su sencillez operativa y facilidad de comprensión. Los fundamentos teóricos de esta metodología son intuitivos e inmediatos. Dada una celda, el flujo puede abandonar ésta únicamente en ocho direcciones

posibles: las que resultan de unir el centro de la celda central con los de las ocho circundantes en la ventana de análisis 3×3 (Figura 1.8). El ángulo de desplazamiento del flujo queda así discretizado en intervalos de 45° , aspecto que supone el principal inconveniente del método al restringir la variedad de situaciones reales a tan sólo 8 posibles.

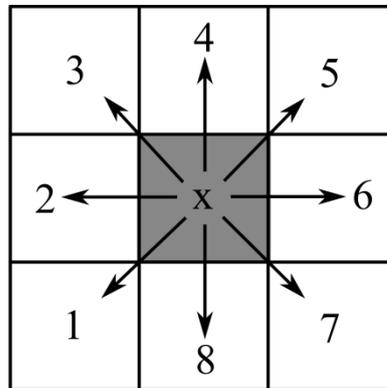


Figura 1.8. Ocho direcciones posibles de flujo a partir de una celda central.

El proceso de cálculo de la dirección de flujo es sencillo y requiere únicamente el cálculo de las pendientes entre la celda central y las ocho circundantes, en función de las cotas de las celdas y las distancias entre los centros de las celdas. La dirección de flujo viene determinada por la celda que marca la mayor de las pendientes. Por lo tanto, este método permite que el flujo de cada celda se dirija a una (y sólo a una) de sus ocho celdas adyacentes. La principal ventaja del método, su simplicidad, es también su principal defecto. La discretización de las direcciones de flujo en múltiplos de 45° hace que los resultados no sean realistas y que se produzca una “propagación de errores” no deseable ladera abajo. Además resulta imposible modelizar los procesos de divergencia del flujo al contemplarse tan solo el caso en que éste vierte sobre una única de sus celdas circundantes, es decir, el flujo queda modelizado de forma unidimensional.

Partiendo de la base conceptual del D8, se han elaborado modelos que tratan de superar las deficiencias anteriores y ser más realistas. En 1991, Fairfield y Leymarie introducen un elemento estocástico en su modelo Rho8, manteniendo el resto de conceptos del D8. De este modo, aunque no se elimina la discretización ni la concepción unidimensional del flujo, se soluciona el problema de la propagación de errores ladera abajo. Así, en lugar de calcular la dirección de flujo según la máxima pendiente con las celdas circundantes, se calcula la orientación de la celda y en función de esta se asigna hacia una de las dos celdas que definen

una dirección más similar. Por ejemplo, para una celda con orientación 15°, la dirección asignada puede ser hacia la celda superior (0°) o la superior derecha (45°). La asignación de una u otra dirección se produce con una probabilidad que se calcula en función de la diferencia entre la orientación de la celda y la de cada dirección posible. No obstante, aunque este método mejora el D8, presenta el problema de su aleatoriedad, por lo que apenas se utiliza.

Un primer modelo del tipo MFD más elaborado y que tiene en cuenta la divergencia del flujo es el FD8 (Quinn et al., 1991), en el cual el flujo se reparte entre las celdas circundantes con cota inferior a la central en lugar de verter hacia una única celda (Figura 1.9). La proporción de flujo asignada a cada una de dichas celdas se calcula en función de la pendiente y un factor de convergencia, que determina el comportamiento del algoritmo.

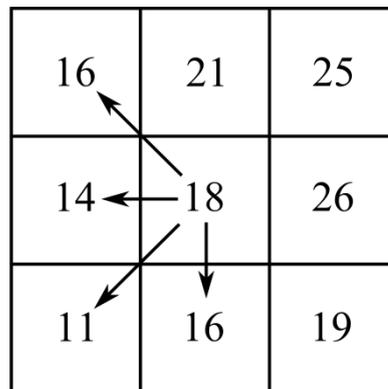


Figura 1.9. Ejemplo de modelo del tipo MFD con las cotas correspondientes a cada celda y las direcciones de flujo resultantes.

En 1997, Tarboton propone otra solución similar que pretende por un lado modelizar de forma más realista la difusión del flujo, y por otro aportar una formulación más robusta. El modelo propuesto sigue basándose en el D8, pero solventa el problema de la discretización del flujo en ocho direcciones únicas, bautizándose como D_{∞} . En este método, se considera la submalla 3×3 como una superficie representada por caras triangulares, cada una de las cuales está definida por la celda central y dos celdas consecutivas de su entorno. Se tiene así un total de ocho triángulos, cada uno de los cuales define un plano que permite el cálculo de una pendiente asociada. Con las pendientes de los ocho triángulos, se toma la mayor de todas ellas y la orientación asociada a dicho triángulo, siendo ésta la que deberá ser considerada para establecer la dirección de flujo en la celda analizada. El flujo se reparte entre las dos celdas

sobre las que se sitúa el vector que define la dirección de flujo de manera proporcional, teniendo en cuenta el ángulo del vector y el ángulo correspondiente a cada una de las dos celdas. Sin embargo, este método no permite que el flujo que se reparta entre más de dos celdas vecinas, lo que supone una limitación, pues en determinadas ocasiones esto es precisamente lo que ocurre en las laderas (divergencia del flujo y reparto entre varias de las celdas vecinas).

Por último, el modelo DEMON (Costa-Cabral y Burges, 1994) analiza la topografía local y reparte el flujo entre todas las celdas situadas por debajo de la celda central. Cada una de las celdas inferiores recibirá una determinada proporción de agua en función de la pendiente existente, pero no solo de la pendiente entre las dos celdas implicadas en el cálculo sino también de la que exista entre las otras celdas adyacentes.

Todas las metodologías vistas hasta ahora permiten analizar el flujo del agua en las laderas y cómo éstas quedan conectadas con los cauces. De esta manera, los efectos producidos por las actuaciones en las laderas y la respuesta de los cauces como consecuencia de las mismas han sido ampliamente analizados. Los resultados demuestran que las laderas y los cauces responden a las precipitaciones de manera diferente e independiente la mayor parte del año (Stieglitz et al., 2003; Ocampo et al., 2006; McGuire y McDonnell, 2010). Las zonas próximas a los cauces tienen una respuesta mucho más rápida como consecuencia de su alta humedad antecedente, mientras que las laderas experimentan un retraso en la generación de escorrentías debido a una menor humedad antecedente (Ocampo et al., 2006). McGuire y McDonnell (2010) concluyen que existe un umbral para la activación de dichas conexiones y un comportamiento diferente en función de las estaciones del año. Stieglitz et al. (2003) plantean la existencia de dos estados hidrológicos distintos: un “estado seco”, en el que las laderas están desconectadas de los cauces, el flujo dominante es vertical y el patrón espacial de la humedad del suelo está “desorganizado”, y un “estado húmedo”, en el que las laderas y los cauces están conectados por flujos subsuperficiales y el patrón de humedad del suelo está organizado espacialmente. De esta manera, los nutrientes y otros elementos que salen de la cuenca durante el período vegetativo se originan en las zonas próximas a las riberas, es decir, la conectividad hidrológica y su variabilidad espacial controlan de manera decisiva las tasas de emisión de nutrientes de la cuenca Stieglitz et al. (2003).

Bracken y Croke (2007) utilizan la conectividad hidrológica para analizar la generación de escorrentía y tener así en cuenta la conexión entre las laderas y la red de drenaje. Cada fuente

de escorrentía tiene su ruta de desagüe específica en función de su posición en la cuenca y, en muchos casos, de las actuaciones realizadas. El desagüe hacia aguas abajo implica flujos de distinta anchura, profundidad y velocidad. Estas rutas de desagüe están controladas por factores como la topografía, especialmente la máxima pendiente y la curvatura del terreno, pero también por factores antrópicos, sobre todo relacionados con la existencia de caminos y carreteras (Montgomery, 1994; Wemple et al., 1996; Croke y Mockler, 2001; La Marche y Lettenmaier, 2001). Las actividades forestales afectan a la producción de escorrentía y a la conectividad. Muchos estudios han demostrado que la sustitución de la vegetación natural por cultivos incrementa las tasas de erosión en un orden de magnitud o más (Abernethy, 1990; Walling, 1999; Morgan, 2005). El aumento de la erosión y la aparición de surcos están directamente relacionados con el incremento de la conectividad.

Lane et al. (2009) analizan las condiciones en las que la conectividad hidrológica puede ser representada a partir de los flujos de escorrentía superficial obtenidos del análisis topográfico. De acuerdo con Beven y Wood (1983), los autores asumen que la conectividad hidrológica es consecuencia de la aparición de zonas saturadas que varían de tamaño en el espacio y en el tiempo, y proponen un índice basado en el índice topográfico de Kirkby (1975) para cuantificar la conectividad hidrológica a partir del análisis del terreno teniendo en cuenta su dinámica temporal. Concluyen que la topografía influye de manera más determinante en la respuesta hidrológica de la cuenca que las características del suelo, especialmente a escala de paisaje, y sugieren que las grandes unidades de paisaje están conectadas por medio de un número relativamente pequeño de unidades geográficamente localizadas.

Finalmente, McGuire y McDonnell (2010) describen un modelo conceptual que analiza los flujos de agua, su comportamiento temporal, los umbrales para su activación, los procesos de histéresis y los tiempos de tránsito en relación con distintas condiciones de humedad antecedente que explican los distintos estados de conectividad entre laderas y cauces. El estudio se realizó en una cuenca de 10,2 ha localizada en la parte occidental de la Cordillera de las Cascadas (Oregón, Estados Unidos) y poblada por abeto de Douglas (*Pseudotsuga menziesii*) procedente de una corta a hecho realizada en 1975. Para estimar los flujos de escorrentía superficial, subsuperficial y subterránea se utilizaron modelos para separar los hidrogramas y estimar los tiempos de tránsito de cada uno de ellos. Se diferenciaron tres épocas diferentes: a) período seco, en el que no hay cambios en la humedad del suelo, b) período de transición, en el que la humedad del suelo de las laderas crece y aumenta el caudal

base, y c) período húmedo, en el que aparece un elevado caudal base y se “sincronizan” las respuestas en ladera y cauce. Los resultados muestran que existen fenómenos de histéresis que regulan la conectividad de laderas y cauces. Además, se observa que existe un umbral de precipitación que explica la respuesta tanto en laderas como en cauces.

1.5. Incorporación de aspectos hidrológicos a la planificación de la gestión de las masas forestales

De acuerdo con la clasificación utilizada por Kurttila (2001) y Öhman (2001), los trabajos que abordan aspectos hidrológicos se puede agrupar en dos categorías: los que utilizan un enfoque exógeno y los que utilizan un enfoque endógeno. En los primeros, el proceso de optimización no contempla información espacial; solamente se asumen las restricciones espaciales que se hayan establecido a priori. Por el contrario, en los segundos, el algoritmo de solución procesa variables de decisión que contemplan la distribución espacial de las unidades de corta y la disposición espacial de las prescripciones de corta resulta del proceso de optimización.

Entre los trabajos basados en el enfoque exógeno, se encuentran los modelos de programación lineal con variables de decisión continuas en los que, mediante el empleo de un SIG, se han delimitado a priori las zonas sujetas a una gestión específica, restringiendo el tráfico de maquinaria forestal y el tipo de cortas, o incluso prohibiendo éstas, tales como las zonas de protección o amortiguación ribereñas (*riparian buffers*). Broadmeadow y Nisbet (2004) analizan exhaustivamente el papel que desempeñan dichas zonas en la calidad ambiental de los ríos, destacando como una de sus funciones principales el control de la erosión, al actuar como barrera frente a las perturbaciones del suelo producidas por las cortas en las masas adyacentes. Las zonas de protección ribereña actúan como filtro de sedimentos de las aguas de drenaje y promueven el flujo laminar, incrementando la tasa de infiltración y la deposición de materiales en suspensión. Las raíces de la vegetación mejoran la estructura del suelo y retienen el suelo erosionable, estabilizando las orillas de los cauces. Asimismo, dichas zonas protegen la calidad química del agua al retener nutrientes (nitratos, fosfatos...), pesticidas y otros contaminantes de las aguas de escorrentía superficial. No obstante, los autores señalan que la influencia de las bandas de amortiguación en los cursos de agua depende de su anchura, estructura, composición específica y gestión. Así, indican que una espesura arbórea excesiva también puede tener efectos negativos sobre el medio acuático, afectando a la productividad de ciertos invertebrados y de las piscifactorías de salmónidos, provocando la erosión de las

orillas desnudas de vegetación arbustiva y herbácea y la obstrucción con sedimentos de los frezaderos, etc.

Rauscher et al. (2000) describen una metodología para la toma de decisiones multicriterio en la planificación táctica de la gestión adaptativa de ecosistemas forestales y la aplican al caso de una cuenca de 2.400 ha en Carolina del Norte (Estados Unidos). Entre las metas planteadas figura limitar los caudales punta con el fin de reducir la erosión, la deposición de sedimentos en los cauces y las inundaciones, focalizando la atención en las áreas ribereñas sensibles. Para ello proponen medidas como el mantenimiento del porcentaje de huecos abiertos con las cortas por debajo del 25% de la superficie total y que los rodales adyacentes a los cauces tengan un índice relativo de espesura (cociente entre el área basimétrica y la raíz cuadrada del diámetro medio cuadrático), un área basimétrica de especies perennifolias y una fracción de cabida cubierta por encima de ciertos umbrales.

En Weintraub et al. (2000) se describen someramente varios modelos matemáticos desarrollados en Chile y Nueva Zelanda para apoyar decisiones relativas al aprovechamiento maderero, y se ilustra mediante tres casos de estudio cómo se pueden modificar dichos modelos para incorporar medidas encaminadas a evitar o mitigar los fenómenos de erosión y sedimentación en los cauces. Así, analizan el impacto de la consideración de dichas medidas en términos del incremento de los costes operacionales y de reducción del volumen de madera extraído.

Los modelos que describen operan a distintos niveles de planificación (estratégico, táctico y operativo), y las decisiones contempladas afectan a la localización de la maquinaria de saca, la programación espacio-temporal de las cortas, el volumen de madera a extraer, el tronzado de los fustes necesario para satisfacer las demandas de madera en rollo de distintas dimensiones y calidad, la construcción de vías de saca y de transporte de la madera, las inversiones en plantas de procesado, etc. Entre las medidas consideradas en los modelos están el mantenimiento de bandas de amortiguación o protección de distinta anchura a lo largo de los cursos de agua y de las vías, limitar la proporción de la cuenca que puede cortarse en un período de tiempo dado, planificar cargaderos de madera de menor capacidad, evitar la construcción de vías en laderas inestables, minimizar el uso de skidders en zonas sensibles, restringir las cortas durante el invierno, concentrándolas en verano, etc.

Sin embargo, al igual que otros objetivos, como el mantenimiento del hábitat de determinadas especies de fauna (Thompson et al., 1973; Mealey et al., 1982; Bettinger et al., 1997; Bevers y Hof, 1999; Bettinger et al., 2002), el control de la erosión está íntimamente relacionado con aspectos como la disposición espacial relativa de las unidades de corta, el tamaño de la superficie de corta continua, la localización de las vías de saca, etc., lo que requiere el uso de un enfoque exógeno. Así, los problemas de programación de las cortas pasan a formularse en muchos casos mediante modelos de programación lineal entera mixta (MILP), en los que las variables de decisión son binarias y los problemas se convierten en problemas de optimización combinatoria.

En 1991, Weintraub y Cholaky proponen un enfoque jerárquico para resolver un problema de planificación forestal a escalas estratégica y táctica, presentando dos modelos de programación entera mixta. Para aplicar el modelo estratégico, dividen el territorio en grandes zonas, macro-áreas y áreas, y formulan un problema de asignación de usos y actuaciones. Así, las zonas pueden ser destinadas a zonas de reserva natural o a la producción de madera. El modelo consta de restricciones para asegurar un rendimiento en volumen de madera no decreciente durante el horizonte de planificación, una superficie mínima de zonas de reserva, una capacidad mínima para actividades recreativas (visitantes-día), limitar el nivel máximo de sedimentación en los cauces y restricciones relativas al presupuesto disponible para la construcción de nuevas vías de acceso. La función objetivo consiste en maximizar el valor actual neto de los usos asignados. La formulación de las restricciones sobre la cantidad total de sedimentos en cada zona y período exige el conocimiento previo de la cantidad de los mismos que se generaría en cada macro-área y zona como consecuencia de cada alternativa de gestión. Por último, partiendo de los resultados obtenidos en el modelo estratégico y desagregando las macro-áreas, se planifica a nivel táctico para cada zona la construcción de las vías necesarias, asimilando la red viaria a un conjunto de arcos y nodos.

Weintraub et al. (1994) presentan un procedimiento heurístico iterativo para resolver los modelos de programación entera mixta correspondientes al Modelo de Planificación Integrada de los Recursos (IRPM) descrito en Kirby et al. (1980). La formulación básica del IRPM combina un modelo de programación y asignación de alternativas de gestión con un modelo de minimización del coste de la red de transporte, y la función objetivo consiste en maximizar el valor actual neto. La superficie total se configura como un conjunto de polígonos o unidades potenciales de corta y una red de vías delineada como una red de arcos y nodos,

incluyendo las que ya existen y las nuevas vías posibles. Las variables de decisión asociadas a los polígonos representan distintas alternativas de gestión definidas en función del tratamiento selvícola, su programación en el tiempo, el método de saca y el nodo en el que la madera extraída entra en la red de transporte. Las variables de decisión asociadas a los arcos contemplan el tipo de vía y el período de construcción, por un lado, y el tipo de tráfico, el número de vehículos y el período de circulación, por otro. Finalmente, aparte de las restricciones necesarias sobre el flujo de tráfico a través de los nodos internos y terminales, la capacidad de tráfico de los arcos y la conexión entre las variables de decisión de los polígonos y las correspondientes a la construcción de los arcos, el modelo puede incluir restricciones relativas al coste de construcción de las vías, al coste de transporte, a la producción de madera o a los sedimentos producidos. Para validar el procedimiento heurístico propuesto utilizan distintas aproximaciones, tales como resolver distintas formulaciones para un caso de estudio mediante la heurística y mediante el algoritmo de ramificación y acotamiento (*branch and bound*), así como comparar para otros casos de estudio las soluciones obtenidas con la heurística con las soluciones implementadas por los gestores o con las soluciones continuas de los correspondientes modelos de programación lineal.

Bevers et al. (1996) destacan la importancia de la cuenca como unidad de planificación forestal. Los caudales de tormenta en una cuenca y aguas abajo de la misma son el resultado de una compleja combinación espacio-temporal de escorrentías condicionadas por la fracción de cabida cubierta de las masas. Los autores combinan un modelo de programación de las cortas con un modelo de simulación y tránsito de avenidas. Para ello, seleccionan varias tormentas y generan sus hidrogramas para cada período del modelo de planificación de las cortas, maximizando el valor actual neto de las cortas sujeto a restricciones sobre el caudal punta producido. La Figura 1.10 muestra los dos casos de estudio considerados. El caso (a) consiste en 24 unidades de corta separadas por un cauce de 6 m de anchura. El 95% de la escorrentía de cada unidad fluye en dirección al cauce y solo el 5% fluye de unas unidades a otras paralelamente al mismo. En consecuencia, la principal descarga de la cuenca se produce desde la sección C4 y solo una pequeña cantidad sale desde las unidades 19-24. El agua que entra procede de la suma de la precipitación neta y el caudal base en la sección C1. En el caso (b) se han añadido afluentes de anchura despreciable y sin caudales base. Los flujos se producen de la misma manera que en el caso anterior. En este caso el agua solo puede abandonar la cuenca por la sección C4, con lo que se genera un sistema mucho más rápido y complejo de escorrentías.

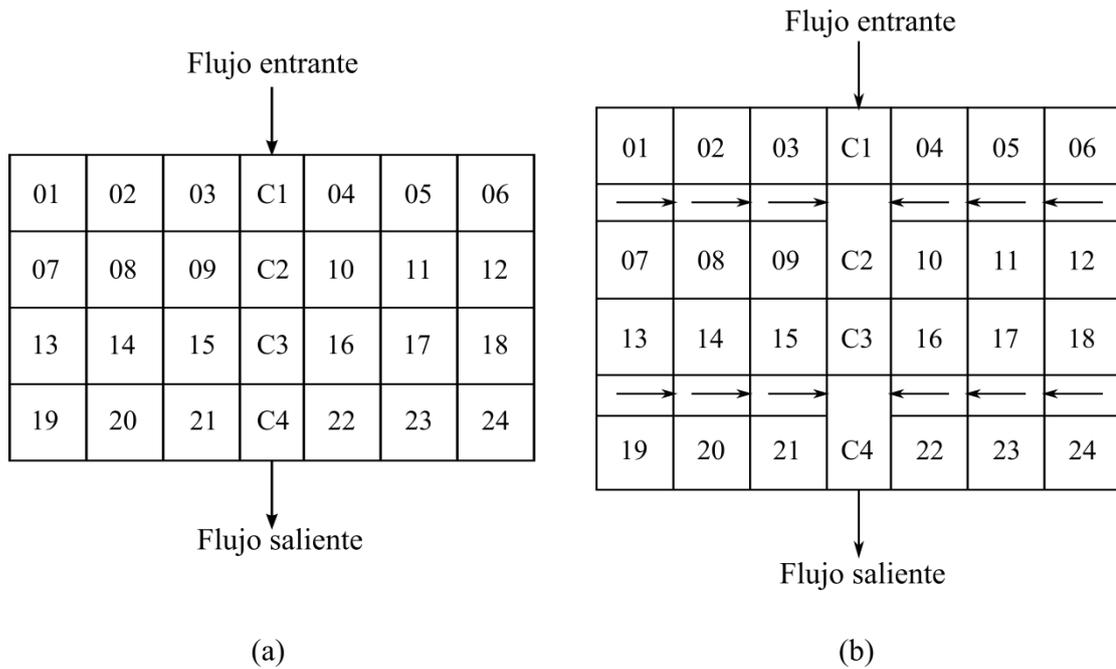


Figura 1.10. Casos de estudio de Bevers et al. (1996).

Rowse y Center (1998) estudian la relación entre el tamaño de las cortas y la escorrentía generada en cuencas con precipitación predominante en forma de nieve, considerando tres posibles tamaños de corta: 5, 10 ó 40 ha. Para ello formulan sendos modelos de programación lineal y los aplican a una superficie de 271.736 ha de bosques mixtos de coníferas de las Montañas Rocosas en Alberta (Canadá). La función objetivo consiste en maximizar el valor actual neto de la madera extraída y del agua producida en la cuenca, y las variables de decisión representan la superficie de cada clase de edad a cortar en cada período del horizonte de planificación, que comprende 25 períodos de 10 años. El modelo incluye restricciones para asegurar la uniformidad del volumen de madera extraído a lo largo del tiempo y limitar la superficie total que puede cortarse durante cada período. En cada modelo y para cada período del horizonte, la escorrentía total se calcula multiplicando la superficie de corta total por el coeficiente de escorrentía correspondiente al tamaño de corta considerado. Los coeficientes de escorrentía se calculan mediante un modelo de simulación que permite estimar las pérdidas por evapotranspiración teniendo en cuenta la región hidrológica a la que pertenece la cuenca, el clima, la vegetación, la precipitación mensual, el tratamiento, la superficie total de gestión, la superficie cortada, la anchura de las cortas en la dirección perpendicular al viento, la velocidad del viento a nivel del suelo, la altura media de la masa circundante y el área basimétrica tras la corta.

Bettinger et al. (1998a) analizan, para un horizonte temporal de 100 años, la correlación entre el índice ECA o Área (Superficie) Equivalente de Corta a Hecho –*Equivalent Clearcut Acres*– (indicador del aprovechamiento maderero en una cuenca) y la cantidad de sedimentos y la temperatura del agua en la sección de salida de la cuenca y el volumen de madera extraído. Dichas variables se calculan a partir de los resultados de un modelo de asignación de alternativas de gestión consistente en maximizar el valor actual neto de las cortas y las actividades relativas a las pistas forestales sujeto a la regularidad del flujo de madera extraída y unos valores máximos de la cantidad de sedimentos y la temperatura del agua de los cauces. Las alternativas de gestión contemplan distintos tratamientos selvícolas de cortas de regeneración y claras en las unidades de corta, métodos de saca y cambios en las vías de transporte de la madera. El índice ECA se utiliza para cuantificar la actividad maderera en la cuenca, y se calcula para cada unidad de corta multiplicando la superficie alterada por la corta por el “factor de corta a hecho equivalente” de la unidad, el cual depende del área basimétrica de la masa residual. Para predecir la cantidad de sedimentos en los cauces utilizan un modelo que considera por separado los procesos erosivos y los depósitos en cada unidad de corta y vía. Dicho modelo calcula los sedimentos producidos a largo plazo y el incremento de sedimentos generado a corto plazo por las cortas y el transporte de la madera, teniendo en cuenta la reducción de sedimentos que supondría la circulación de camiones con neumáticos de baja presión. Por último, para predecir la temperatura del agua en los cauces utilizan el modelo SHADOW (USDA Forest Service, 1993), que estima el incremento de temperatura debido a la insolación a partir de la superficie del cauce no sombreada, obtenida a su vez en función de su orientación, la posición relativa del sol, la altura media de las masas adyacentes, etc.

Bettinger et al. (1998b) formulan un modelo de programación no lineal entera para maximizar el valor actual neto de las cortas y las actuaciones sobre la red viaria de una cuenca sujeto a restricciones de regularidad del volumen de madera extraído, del nivel máximo de sedimentos en los cursos de agua y de temperatura máxima del agua. Las variables de decisión contemplan distintos tratamientos selvícolas, medios de saca y actuaciones sobre la red de pistas. El caso de estudio consiste en una cuenca de Oregón de 5.926 ha, dividida en 1.436 unidades de corta, con una red viaria dividida en 474 tramos y una red fluvial con 15,4 kilómetros de cursos permanentes. Para resolver el modelo utilizan la heurística Búsqueda Tabú. Con respecto al nivel de sedimentos, formulan una restricción no lineal que consta de cuatro sumandos para cada período del horizonte de planificación. El primer sumando

representa la suma de los sedimentos que se generan en cada unidad de corta en función de su superficie y riesgo de erosión. El segundo cuantifica los sedimentos generados por cada unidad dependiendo del tratamiento selvícola, el medio de saca, la pendiente, la fracción de cabida cubierta, la distancia a la red fluvial, etc. El tercer sumando cuantifica los sedimentos generados por cada tramo viario en función del tipo de vía, su anchura, longitud, pendiente, textura del material erosionable, distancia a la red fluvial, etc. Por último, el cuarto sumando computa los sedimentos producidos por el tráfico de los camiones de transporte de la madera en función del tipo de vía y el volumen de madera transportado. Por otra parte, la restricción relativa a la temperatura del agua suma los efectos de todas las unidades de corta adyacentes a la red fluvial, midiendo el impacto acumulado en el tramo aguas abajo. El efecto que produce una unidad de corta en la temperatura depende de la longitud y anchura del curso de agua, el caudal circulante, la latitud de la cuenca, las cortas, que a su vez repercuten en el grado de sombra, etc.

El enfoque de Bettinger et al. (1998b) es razonable si solamente se considera la cantidad total de sedimentos producidos por la cuenca, pero si se quiere conocer la distribución de los mismos en los distintos tramos fluviales, habría que formular otro problema. Así, Hof y Bevers (2000) definen en primer lugar como unidades de gestión las superficies que drenan a los distintos tramos fluviales, delimitados a partir de las características de la red de drenaje (bifurcaciones, confluencias, etc.). A continuación, calculan los sedimentos en los puntos medios de los tramos y formulan un problema de programación lineal consistente en minimizar la suma de los niveles medios de sedimentos durante el horizonte de planificación sujeto a la obtención de un volumen de madera mínimo en cada período. El nivel medio de sedimentos en un tramo durante un período resulta de la suma de los sedimentos generados por las prescripciones de corta en dicho período en las unidades adyacentes al tramo y las situadas aguas arriba del mismo. El volumen de corta procede de la asignación de distintas prescripciones a cada unidad de gestión.

La complejidad del problema radica en el cálculo de los coeficientes que representan la cantidad de sedimentos que atraviesa un tramo durante un período dado como consecuencia de la asignación de una prescripción o alternativa de manejo a 1 km^2 de una unidad de gestión. Dichos coeficientes se calculan mediante una función que contempla la edad de la unidad, la prescripción y la distancia entre el centroide de la unidad y el tramo. El modelo es aplicado a una cuenca hipotética de 2.066 ha dividida en 30 unidades de gestión y 19 tramos

(Figura 1.11). El horizonte de planificación comprende 5 períodos de corta de 10 años. Asumen una edad mínima de corta de 30 años y suponen que la edad inicial de las masas es de 60 años en toda la superficie. Para cada unidad consideran 9 prescripciones posibles en función del período o períodos de corta, considerando también la posibilidad de no cortar.

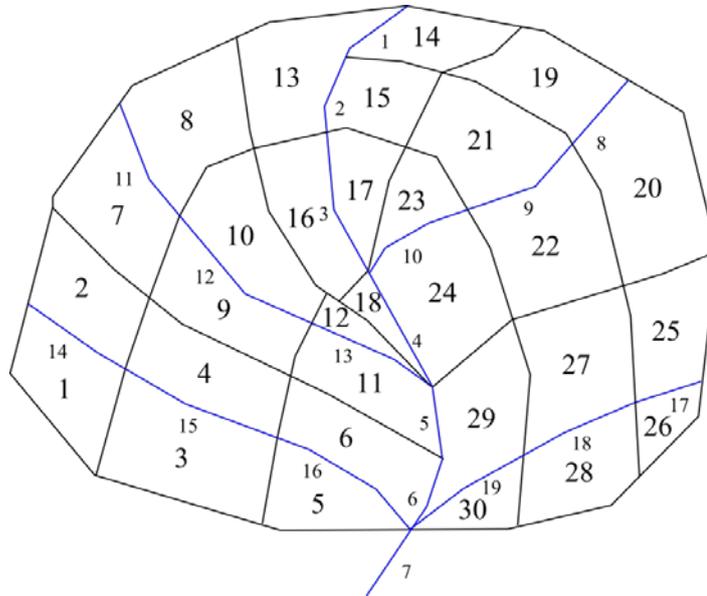


Figura 1.11. Caso de estudio de Hof y Bevers (2000).

En Loehle (2000) se plantean dos problemas de optimización de la configuración espacial de las cortas en una cuenca. En el primero, el objetivo es maximizar la producción de madera a lo largo del horizonte de planificación sujeto a que el incremento total de la carga de sedimentos en los cauces debido a las cortas no supere un cierto valor en ningún período del horizonte. La complejidad del problema radica en que la cantidad de sedimentos que llega al cauce desde una determinada unidad de corta no depende exclusivamente de la edad de la masa (número de años transcurrido desde la corta). El impacto de una determinada corta dependerá de su localización en la cuenca y de la localización de las demás cortas, incluidas las realizadas en los períodos anteriores. Así pues, en el trabajo se propone, en primer lugar, un modelo matemático sencillo (exponencial decreciente) para calcular la producción de sedimentos de una unidad de corta a lo largo del tiempo, considerando factores como el suelo, la litología, la pendiente, la orientación, las prácticas de gestión (si el desembosque se realiza con tractor o con cable, por ejemplo) y un coeficiente de recuperación que depende a su vez del tiempo (edad), el clima, la vegetación y el suelo. A continuación, se propone otro modelo

sencillo para calcular la cantidad de sedimentos recibidos por una unidad de corta y que son retenidos por la misma en función de la edad. Y por último, se asume que la cantidad total de sedimentos que entra en una determinada unidad de corta desde otra adyacente situada aguas arriba resultará de la suma de los sedimentos producidos en la unidad adyacente más los que provienen de las unidades de corta situadas aguas arriba de dicha unidad adyacente y que no son retenidos por ella. De esta manera, los sedimentos generados en las distintas unidades se encadenan en cascada para calcular el total que entra al cauce. El caso de estudio consiste en una cuadrícula de 16×16 celdas con un hipotético cauce por debajo de la última fila de celdas, de la que recibe los sedimentos, y un horizonte de planificación de 10 períodos. Por último se generan dos subcasos: uno en el que las edades iniciales de las unidades de corta se fijan de forma semialeatoria, y otro en el que dichas edades se fijan por columnas verticales de la misma edad, resolviéndose ambos casos de optimización combinatoria con un algoritmo de intercambio denominado SWAP.

El segundo problema de optimización planteado consiste en maximizar la producción de madera sujeto a que el caudal punta en la sección de salida de la cuenca no supere cierto valor en ningún período del horizonte de planificación. Para calcular los caudales punta, se modeliza una tormenta y se propone una función sencilla para calcular la escorrentía en cada celda (unidad de corta), lo que finalmente produce el correspondiente hidrograma de tormenta. El caso de estudio consiste en una cuadrícula de 17×17 celdas con un cauce en el centro (columna 9) que recibe agua de izquierda y derecha. La Figura 1.12 ilustra la solución obtenida con el algoritmo SWAP para este último caso.

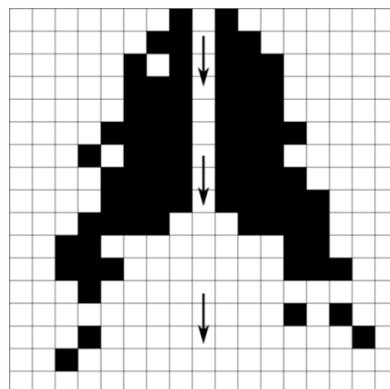


Figura 1.12. Cuenca simulada mediante el algoritmo SWAP para el escenario de restricción de caudal punta.

En otro trabajo, Hof y Bevers (2001) abordan, mediante un modelo de programación lineal, la relación existente entre la distribución espacial y temporal de las cortas y las escorrentías de tormenta generadas, dado que la alteración de la cubierta arbórea determina durante muchos años la magnitud y la rapidez en la generación de las escorrentías. El problema formulado consiste en maximizar los ingresos netos descontados de las cortas sujeto a restricciones relativas a los caudales punta generados en los distintos tramos durante el horizonte de planificación. Para ello, el modelo incorpora un simulador de tormentas, de manera que, a partir de unas condiciones iniciales, se calcula la cantidad de agua en un tramo e intervalo de la tormenta en función de: a) la cantidad de agua en la misma sección en el intervalo anterior; b) la proporción de dicha cantidad que fluirá aguas abajo; c) la proporción que se perderá por infiltración y evapotranspiración; d) la cantidad total de agua que entra en el tramo procedente de los tramos aguas arriba; e) la cantidad total de agua que vierten directamente las unidades de gestión adyacentes en función de la prescripción asignada; f) la precipitación directa sobre el tramo, y g) el caudal base. Para cada unidad de gestión y cada prescripción, se calcula la transformación de lluvia en escorrentía aportada al tramo. Las variables de decisión denotan el número de hectáreas de la unidad de gestión a las que se asigna la prescripción.

El caso de estudio consistió en una hipotética cuenca de 744 ha dividida en 30 unidades de gestión con una edad inicial de 60 años. La red de drenaje consistía en un cauce principal dividido en 7 tramos y cuatro afluentes divididos también en tramos. El horizonte de planificación constaba de 5 períodos de 10 años. Se consideró una edad mínima de corta de 30 años y para cada unidad de gestión se consideraron 9 prescripciones de corta posibles en función del período o períodos de corta y considerando también la posibilidad de no cortar.

Turner et al. (2002) formulan un modelo de programación lineal para programar las cortas en una superficie de 198.315 ha localizada en Nueva Gales del Sur (Australia). Para aplicar el modelo, dividen la superficie en unidades de análisis de tamaños muy dispares, que corresponden a las unidades de corta identificadas en campo. La función objetivo consiste en maximizar el valor actual neto durante el horizonte de planificación, que consta de 43 períodos de un año, y las variables de decisión representan las hectáreas de una unidad de análisis a cortar en un período. El modelo introduce restricciones relativas a los volúmenes de madera de sierra y madera de trituración que deben obtenerse para satisfacer la demanda de las industrias locales, el tamaño mínimo de la población del marsupial planeador *Petauroides volans*, los caudales mínimos en dos subcuencas y la producción máxima de sedimentos. Para

calcular la cantidad de agua que llega a los cauces, utilizan el programa AQUALM, que es un modelo de transformación de precipitación en escorrentía. El modelo contempla los procesos de intercepción, evapotranspiración y variación de la humedad del suelo para cuantificar la escorrentía. Para predecir los cambios en la generación de escorrentía debidos a las cortas y la regeneración subsiguiente de las masas en el modelo AQUALM, utilizan un factor de evapotranspiración dinámico que tiene en cuenta los cambios en la fracción de cabida cubierta. Los sedimentos producidos en las zonas de corta se estiman mediante varias funciones que dependen del número de años transcurrido desde la corta.

Por último, en otra línea de investigación, se encuentran los trabajos que proponen el empleo de restricciones de adyacencia para limitar el tamaño de las cortas a hecho y mejorar, así, la calidad del agua (Roise, 1990), controlar los caudales punta (Trettin, 1994; Schnorbus y Alila, 2004), etc. Weintraub et al. (2000) señalan que la concentración de las cortas en una superficie continua de gran tamaño puede tener impactos sustanciales en términos de erosión y de alteración del hábitat. Así, se desarrollan dos enfoques o aproximaciones al problema de la adyacencia: la de los “modelos de restricción de unidades” o *unit restriction models* en la literatura anglosajona (URM) y la de los denominados “modelos de restricción de superficie” (*area restriction models –ARM–*) (Murray, 1999). En el primer enfoque, las restricciones de adyacencia se utilizan para impedir la corta de dos masas elementales o unidades colindantes en el mismo período, al asumir que la corta simultánea de dos unidades adyacentes cualesquiera violaría la restricción de máxima superficie de corta continua. Para ello, las variables de decisión se definen como variables binarias:

$$x_{it} = \begin{cases} 1 & \text{si la unidad } i\text{-ésima se corta/regenera en el período } t\text{-ésimo} \\ 0 & \text{en otro caso} \end{cases} \quad [5]$$

A continuación, definiendo el conjunto de unidades adyacentes a la unidad i , N_i , las restricciones de adyacencia se formulan como:

$$x_{it} + x_{jt} \leq 1 \quad \forall i, t; \forall j \in N_i \quad [6]$$

De otra manera, para impedir la corta de dos unidades adyacentes en el mismo período con el fin de evitar la concentración espacial de las cortas se puede partir de un modelo de

programación lineal e incorporar variables auxiliares binarias para formular las restricciones de adyacencia (Bettinger y Kim, 2008). Así, dadas dos unidades adyacentes cualesquiera i y j , con superficies respectivas s_i y s_j , para un período cualquiera t se definen las variables binarias a_{it} y a_{jt} , y para impedir la corta de ambas unidades en el mismo período se formulan las restricciones:

$$x_{it} - s_i \cdot a_{it} = 0 \quad [7]$$

$$x_{jt} - s_j \cdot a_{jt} = 0 \quad [8]$$

$$a_{it} + a_{jt} \leq 1 \quad [9]$$

Por otra parte, las restricciones de adyacencia pueden extenderse a varios períodos de corta (*green-up constraints*), de modo que entre la corta/regeneración de dos unidades contiguas deba transcurrir, al menos, un cierto número de períodos, denominado período de exclusión – *exclusion period, green-up period, harvest lag o harvest delay*– (Lockwood y Moore, 1993; Snyder y ReVelle, 1997; Carter et al., 1997; Brumelle et al., 1998; Boston y Bettinger, 1999; Borges y Hoganson, 2000). Así, siendo e el período de exclusión fijado, las restricciones de adyacencia en el URM se expresan de la siguiente manera:

$$x_{it} + \sum_j \sum_{t=t-e}^{t=t+e} x_{jt} \leq 1 \quad \forall i, t, j \in N_i \quad [10]$$

De este modo, una unidad i no puede ser cortada en un período dado t si otra unidad adyacente j ha sido cortada anteriormente en el intervalo de tiempo especificado por e , y la corta de una unidad dada i en un período dado t impedirá la posterior corta de otra unidad adyacente j en el intervalo de tiempo especificado por e .

El enfoque de los URM se desarrolló para los casos en que la configuración espacial de las unidades de corta estaba definida a priori y el tamaño de cada unidad era mayor o igual que la mitad de la superficie de corta continua máxima admisible, lo que en muchos casos no es realista (Barrett y Gilles, 2000). Así, como alternativa para limitar el tamaño de la superficie

de corta continua, se desarrollan los modelos de restricción de superficie (ARM), que permiten la corta de unidades adyacentes durante el mismo período mientras la superficie total no supere el máximo permitido.

El ARM es más complicado de manejar que el URM, y la formulación se complica más a medida que las unidades de corta son menores en relación con la máxima superficie de corta permitida. No obstante, bajo ciertas condiciones, es factible enumerar a priori todos los posibles conjuntos o combinaciones de las unidades de corta (Murray et al., 2004), siendo necesario para ello algún procedimiento o artificio enumerativo (Goycoolea et al., 2005).

Se han propuesto distintas formulaciones del ARM. Por ejemplo, en Walters et al. (1999) se propone una función recursiva no lineal, dado que el número de adyacencias no depende linealmente del número de unidades del bloque de corta ni de su tamaño total, por lo que los modelos que tratan la adyacencia de esta manera se incluyen dentro de la programación no lineal entera:

$$f_{it}(x) \leq A \quad \forall i, t \quad [11]$$

donde A denota la máxima superficie de corta continua admisible y $f_{it}(x)$ es una función recursiva que suma las superficies de las unidades cortadas en el período t -ésimo adyacentes a la unidad i más las superficies de las unidades cortadas en el mismo período adyacentes a las adyacentes a i , si $x_{it} = 1$.

McDill y Braze (2000) proponen las siguientes restricciones:

$$\sum_{i \in C_k} x_i \leq |C_k| - 1 \quad \forall k \quad [12]$$

donde $|C_k|$ representa el cardinal del conjunto de unidades adyacentes k -ésimo cuya corta simultánea supondría la violación de la condición de máxima superficie de corta continua admisible, y tal que la exclusión (no corta) de cualquiera de las unidades de dicho bloque de corta supone el cumplimiento de dicha condición.

Si se considera un período de exclusión (e), las restricciones de adyacencia deben impedir la corta simultánea (en el mismo período s) de todas las unidades (i) de un mismo conjunto (C_k) hasta que no hayan pasado e años, lo que siguiendo el enfoque de McDill et al. (2002) se expresaría como:

$$\sum_{i \in C_k} \sum_{s=t}^{t+e-1} x_{is} \leq |C_k| - 1 \quad \forall k; t = 1, 2, \dots, T - e \quad [13]$$

En Murray (2007), una vez identificados todos los posibles bloques o conjuntos de unidades de corta adyacentes, se propone definir una variable de decisión binaria para cada uno:

$$y_l = \begin{cases} 1 & \text{si el bloque de unidades } l\text{-ésimo se corta} \\ 0 & \text{en otro caso} \end{cases} \quad [14]$$

Entonces, hay dos casos en los que dos bloques no pueden cortarse simultáneamente: si tienen una unidad en común o si son adyacentes, pues la corta de ambos supondría la violación de la superficie continua máxima permitida (si no fuera así, dicha combinación habría sido identificada a priori entre los posibles bloques de corta). Así pues, las restricciones de adyacencia podrían formularse como:

$$y_l + y_m \leq 1 \quad \forall l, m \in \Omega_l \quad [15]$$

donde Ω_l representa el conjunto de bloques adyacentes al bloque l y aquellos bloques que compartan o tienen una unidad en común con el bloque l .

Si se contempla un período de exclusión, entonces la restricción será:

$$\sum_{t=t-e}^{t+e} (y_{lt} + y_{mt}) \leq 1 \quad \forall l, t, m \in \Omega_l \quad [16]$$

En Goycoolea et al. (2009) se analiza en detalle el ARM y las implicaciones computacionales de distintas formulaciones. Por otro lado, una extensión del ARM permite resolver problemas

con varios períodos relajando y penalizando de forma dinámica las restricciones que regulan la producción de madera en los distintos períodos (Vielma et al., 2007).

Por último, en algunos trabajos, el concepto de adyacencia se extiende, además, en el espacio, considerándose dos unidades como adyacentes si la distancia que las separa es menor que un cierto valor establecido (Lockwood y Moore, 1993; Walters et al., 1999). Entonces, las restricciones de adyacencia también prohibirán la corta simultánea de dichas unidades, y el modelo resultante sería no lineal.

Bettinger y Kim (2008) analizan varios métodos de resolución que han demostrado ser adecuados en la planificación forestal con restricciones espaciales, como la programación entera mixta o distintas técnicas heurísticas (la Simulación de Monte Carlo, el Temple Simulado, el Umbral de Aceptación (*Threshold Accepting Heuristic*), la Búsqueda Tabú, etc.).

CAPÍTULO 2: OBJETIVOS

*There is no favorable wind for those
who do not know to which port one is sailing*
Arthur Schopenhauer

Esta tesis tiene como objetivo general ilustrar la utilidad y potencialidad de los modelos de programación matemática como herramienta para la Ordenación de montes en plantaciones forestales de crecimiento rápido. Específicamente, se desarrollan varios modelos de programación óptima de las cortas de regeneración aplicables a la ordenación de plantaciones de eucalipto blanco (*Eucalyptus globulus* Labill.).

Como objetivos concretos se plantean los siguientes:

- 1) Formalizar el problema de división en cabida para masas con método de beneficio de monte alto cuando existen distintas calidades de estación (Modelo 0) y formular un método de ordenación más flexible alternativo al “Método de división por cabida”.

Para ello, en primer lugar se formulará el Método de división por cabida para montes bajos regulares mediante un modelo de programación por metas lexicográficas (Modelo 1: Método rígido de división combinada). En segundo lugar, se formulará un método alternativo (Modelo 2: Método flexible de división combinada) y ambos modelos se aplicarán, para su comparación, a un caso de estudio consistente en una plantación de *E. globulus* de 148,39 hectáreas (Caso de estudio 1).

- 2) Desarrollar una metodología para evaluar la sostenibilidad de la gestión en las plantaciones de eucalipto blanco.

Para ello, se planteará el Modelo 3: Modelo para la evaluación de la sostenibilidad de distintas alternativas de gestión, y a partir del mismo se generarán los planes de corta de las distintas alternativas consideradas, que finalmente serán ordenadas mediante un índice de sostenibilidad global utilizando el Modelo 4: Modelo de decisión multicriterio para la clasificación de las alternativas de gestión. La metodología propuesta se aplicará al caso de una plantación de *E. globulus* y *Pinus radiata* de 166,6 hectáreas (Caso de estudio 2).

- 3) Incorporar el objetivo de control de la erosión en los modelos estratégicos de programación de las cortas en plantaciones de eucalipto.

Para ello, se definirá el concepto de “vecindario hidrológico” de una celda y a partir del mismo se generará un conjunto de restricciones para limitar el tamaño de las cortas, dando lugar al Modelo 5: Modelo de división combinada con restricciones hidrológicas. Este modelo también será aplicado al Caso de estudio 2.

CAPÍTULO 3: MATERIALES

*If you wish to make an apple pie from scratch,
you must first invent the universe.*

Carl Sagan

En este capítulo se presentan los casos de estudio utilizados para ilustrar los modelos de programación matemática formulados. El Caso de estudio 1 se utilizó para aplicar los Modelos 1 y 2, dentro del primer objetivo de la tesis. Para el segundo objetivo de la tesis se utilizó el Caso de estudio 2, mediante el que se ilustraron los Modelos 3 y 5.

3.1. Caso de estudio 1

El Caso de estudio 1 está basado en las masas de *Eucalyptus globulus* Labill. del monte vecinal en mano común “Coroa”, localizado en el término municipal de Ribadeo, provincia de Lugo, y que se describe con detalle como segundo caso de estudio. La plantación tiene una cabida de 148,39 hectáreas y está dividida en 24 rodales con una superficie media de 6,18 hectáreas (Tabla 3.1). Los rodales pertenecen a las calidades II y III de las Curvas de calidad de estación y Tablas de producción desarrolladas para los dos primeros turnos por Fernández López (1982) (Anexo 1). Los rodales de calidad II ocupan una superficie de 85,44 ha; los de calidad III, 62,95 ha. Todos los rodales se encuentran en el primer turno de aprovechamiento o subciclo (rebrote 0) y sus edades oscilan entre los 6 y los 15 años.

Por razones de simplicidad, y teniendo en cuenta los resultados de Diaz-Balteiro y Rodriguez (2006), se consideró el mismo ciclo de producción (desde la plantación inicial hasta el momento de destocoñar y realizar una nueva plantación) para las dos calidades de estación, adoptándose un ciclo de producción consistente en tres subciclos de 15 años cada uno (rebrotos 0, 1 y 2). Por otra parte, se consideró un horizonte de planificación de 30 años, una edad mínima de corta durante dicho horizonte de 12 años y una superficie mínima de corta de 0,5 ha, de acuerdo con la superficie mínima de aprovechamiento requerida por los maderistas.

Las tablas de producción predicen un rendimiento en volumen mayor durante el segundo subciclo (rebrote 1). Para el tercer subciclo (rebrote 2) se ha asumido una producción igual a la del primero. Finalmente, para calcular los flujos de caja, los únicos ingresos considerados fueron los de la corta final, asumiendo un precio de la madera para pasta de celulosa de 30 €/m³ con corteza en cargadero de camión (Asociación Forestal de Galicia, 2007). Los costes de gestión considerados fueron los de eliminación de la vegetación herbácea (500 €/ha), preparación del suelo y plantación (722,2 €/ha), fertilización (75 €/ha), selección de brotes (400 €/ha) y destocoñado (900 €/ha) (Rengifo, F., comunicación personal). El calendario correspondiente a dichos gastos se recoge en la Tabla 3.2. La tasa de descuento utilizada fue del 5%.

Tabla 3.1. Características del Caso de estudio 1

Rodal	Superficie (ha)	Calidad de estación	Edad (años)
1	8,58	III	13
2	6,10	III	8
3	8,91	III	12
4	10,14	II	8
5	2,97	III	8
6	2,62	II	8
7	4,88	II	11
8	7,64	II	6
9	5,53	III	10
10	4,22	II	12
11	7,37	II	15
12	6,83	II	8
13	7,27	II	6
14	4,57	III	11
15	2,49	II	11
16	3,35	III	7
17	7,74	III	14
18	5,80	II	15
19	5,30	III	14
20	12,54	II	7
21	5,60	II	14
22	9,90	III	6
23	6,47	II	14
24	1,57	II	12

Tabla 3.2. Costes de plantación y gestión (A = Limpiezas y desbroces; B = Preparación del terreno; C = Plantación; D = Abonado; E = Selección brotes; F = Desbroces y destocoñado)

Año	Concepto	Suma Pagos (€/ha)
0	A+B+C+D	1297,2
2	A	500,0
4	A+D	575,0
...		
15		0,0
0		0,0
1		0,0
2	E+A	900,0
4	D+A	575,0
...		
15		0,0
0		0,0
1		0,0
2	E+A	900,0
4	D+A	575,0
...		
15		0,0
0	F+B+C+D	1697,2
1		0,0
2	A	500,0
4	A+D	575,0
...		
15		0,0

3.2. Caso de estudio 2

Como se ha indicado anteriormente, como Caso de estudio 2 se utilizó el monte “Coroa”, situado en el término municipal de Ribadeo, en la zona nororiental de la provincia de Lugo (Figura 3.1). El monte está comprendido en la Hoja n.º 10 del Mapa Topográfico Nacional del Instituto Geográfico a escala 1:50.000. Las coordenadas UTM (Proyección UTM Huso 29 T. Datum Postdam Europeo 1950. Elipsoide Internacional Hayford 1924) en las que se encuadra el monte son:

X: 651.086 – 654.762

Y: 4.819.552 – 4.821.144

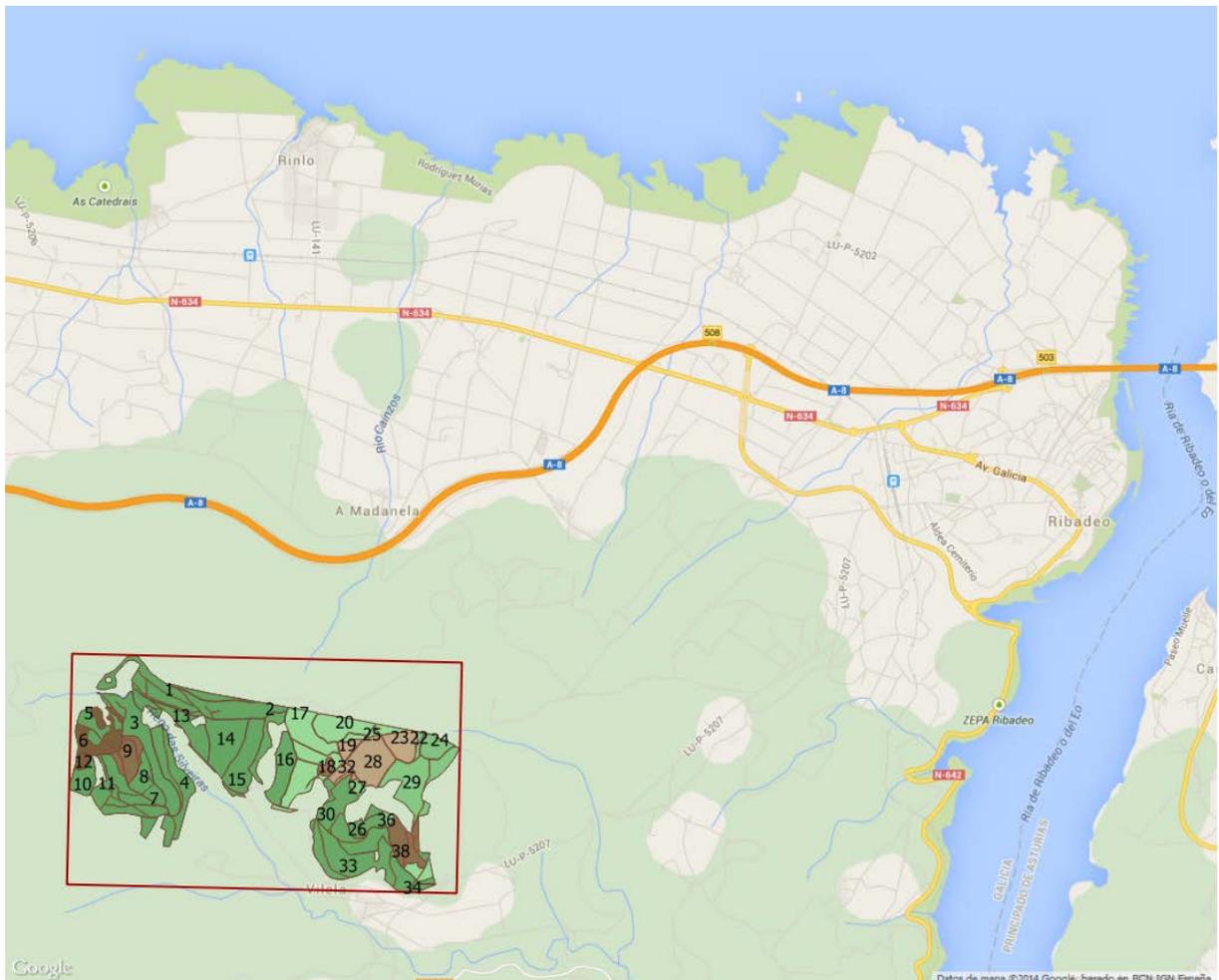


Figura 3.1. Localización del monte Coroa

Se trata de un monte vecinal en mano común perteneciente a los vecinos de la parroquia de Cubelas (término municipal de Ribadeo). El monte cuenta con un Proyecto de Ordenación vigente desde el año 2004, en que fue redactado por la empresa CERNA Ingeniería y Asesoría Medioambiental, S.L.L. por encargo de la comunidad propietaria, que desea poseer un documento que pueda garantizar que en el monte se está llevando a cabo una gestión forestal sostenible y que permita la certificación de los productos que de él se puedan obtener.

Las cotas del monte están comprendidas entre los 138 y 335 m, siendo la altitud media de 246 m. Las pendientes oscilan entre el 0 y el 60% en zonas muy puntuales; la mayor parte de la superficie tiene pendientes entre el 15 y el 30%, siendo la pendiente media del 26,3%. El monte presenta todas las exposiciones, siendo las predominantes la Sur y la Suroeste. La precipitación media anual es de 1344 mm, y la temperatura media anual, de 12,5°C.

Como se describe en el Proyecto de Ordenación, excluyendo las 50,86 hectáreas de propiedad dudosa y las 12,79 hectáreas de superficie inforestal (correspondientes a carreteras principales, carreteras secundarias y cortafuegos), el monte tiene una cabida forestal total de 179,51 hectáreas distribuidas de la siguiente manera:

- 1) Masas puras de *Eucalyptus globulus* Labill.: Ocupan una superficie de 119,53 ha y suponen el 66,6% de la superficie arbolada. Proceden de repoblaciones llevadas a cabo por la Administración estatal o autonómica en los años 1988, 1990, 1996, 1997 y 1999, y de regeneración natural por rebrote, por lo que en el momento del inventario (en el año 2004) tienen unas edades medias de 16-14, 8-7, 5 y 3 años, respectivamente.
- 2) Masas puras de *Pinus radiata* D. Don: Ocupan una superficie de 28 ha y suponen el 15,6% de la superficie arbolada. Proceden de repoblaciones llevadas a cabo por la Administración estatal o autonómica en los años 1979, 1984, 1987, 1994, 1996 y 1997, con unas edades, por tanto, de 25-20 años, 17, 10 y 8-7 años, respectivamente.
- 3) Masas puras de *Pinus pinaster* Ait.: Ocupan una superficie de 11,78 ha y suponen el 6,6% de la superficie arbolada. Proviene de las repoblaciones realizadas por la Administración autonómica en 2003, teniendo, por tanto, 1 año.
- 4) Masas mixtas de *Eucalyptus globulus*-*Pinus radiata* (el número de pies de cualquiera de las dos especies no supera el 90% del total): Ocupan una superficie de 19,08 ha y el 10,6% de la superficie arbolada. Proceden de las repoblaciones llevadas a cabo por la Administración estatal o autonómica en el año 1984, por lo que en 2004 los pinos tienen 20 años de edad, mientras que los eucaliptos ya han sido cortados y los pies presentes provienen de regeneración natural por rebrote y tienen 3 años de edad.
- 5) Masas puras de *Castanea × hybrida*: Ocupan una superficie de 0,42 ha y el 0,2% de la superficie arbolada. Proviene de las repoblaciones llevadas a cabo por la

Administración estatal o autonómica en el año 1989, por lo que tienen una edad de 15 años.

- 6) Masas puras de *Betula* ssp: Ocupan una superficie de 0,70 ha y el 0,4% de la superficie arbolada. Proviene de regeneración natural y tienen una edad media de 20 años.

A partir de las masas descritas, en el Proyecto se diferenciaron 14 estratos en función de la composición específica de la masa, la especie principal, la procedencia (plantación o regeneración natural), la clase natural de edad, la edad y la fracción de cuba cubierta. Por otra parte, para realizar el inventario, el monte se dividió en 3 cuarteles y 24 cantones. Finalmente, de la superposición de estratos y cantones resultó un total de 43 rodales. No obstante, para aplicar los Modelos 3 y 5 se realizaron una serie de simplificaciones, obteniéndose la Tabla 3.3 de rodales definitivos. Así, por una parte, se excluyeron de la superficie a ordenar los cantones 1, 6 y 13, que correspondían a las masas puras de *Castanea* × *hybrida* y *Betula* ssp y sumaban 1,12 ha, y el cantón 24, correspondiente a la masa pura de *P. pinaster* de 11,78 ha y que se encontraba separado del resto de los cantones. Además, se consideró que las masas mixtas de eucalipto y pino del Estrato 1, con un total de 19,08 ha repartidas en 4 rodales de los cantones 15, 16, 17 y 19, eran masas puras de eucalipto. En definitiva, la superficie total a ordenar resultó de 166,6 ha, de las que 138,6 ha eran de eucalipto y las 28,0 ha restantes eran de pino de Monterrey (*P. radiata*). La Figura 3.2 muestra la rodalización definitiva del monte.

Tabla 3.3. Rodales definitivos del monte Coroa

Rodal	Cantón	Estrato	Especie	Calidad	Rebrote	Edad	Superficie (ha)
1	2	3	eucalipto	IV	0	15	8,58
2	3	3	eucalipto	IV	0	15	6,10
3	4	2	eucalipto	II	0	15	8,91
4	5	2	eucalipto	II	0	15	10,14
5	7	3	eucalipto	IV	0	15	2,97
6	7	7	pino	21	-	25	5,00
7	8	2	eucalipto	II	0	15	2,62
8	8	3	eucalipto	IV	0	15	4,88
9	8	7	pino	21	-	20	3,68
10	9	2	eucalipto	II	0	15	7,64
11	9	3	eucalipto	IV	0	15	0,53
12	9	7	pino	21	-	25	0,91
13	10	2	eucalipto	II	0	15	4,22
14	11	2	eucalipto	II	0	15	7,37
15	12	2	eucalipto	II	0	15	6,83
16	14	2	eucalipto	II	0	14	7,27
17	15	1	eucalipto	III	1	3	13,05
18	15	8	pino	17	-	17	0,75
19	15	10	pino	17	-	7	1,15
20	16	1	eucalipto	III	1	3	4,90
21	17	1	eucalipto	III	1	3	0,86
22	17	4	eucalipto	IV	0	8	0,57
23	17	10	pino	17	-	7	3,51
24	18	4	eucalipto	IV	0	8	2,49
25	19	1	eucalipto	III	1	3	0,27
26	19	3	eucalipto	IV	0	14	1,35
27	19	4	eucalipto	IV	0	7	0,74
28	19	10	pino	17	-	8	7,07
29	20	4	eucalipto	IV	0	7	9,57
30	21	3	eucalipto	IV	0	14	9,66
31	21	9	pino	17	-	10	0,31
32	21	10	pino	17	-	8	0,83
33	22	2	eucalipto	II	0	14	12,54
34	22	3	eucalipto	IV	0	14	0,60
35	23	3	eucalipto	IV	0	14	1,90
36	23	5	eucalipto	IV	0	5	0,47
37	23	6	eucalipto	III	1	3	1,57
38	23	7	pino	21	-	20	4,79

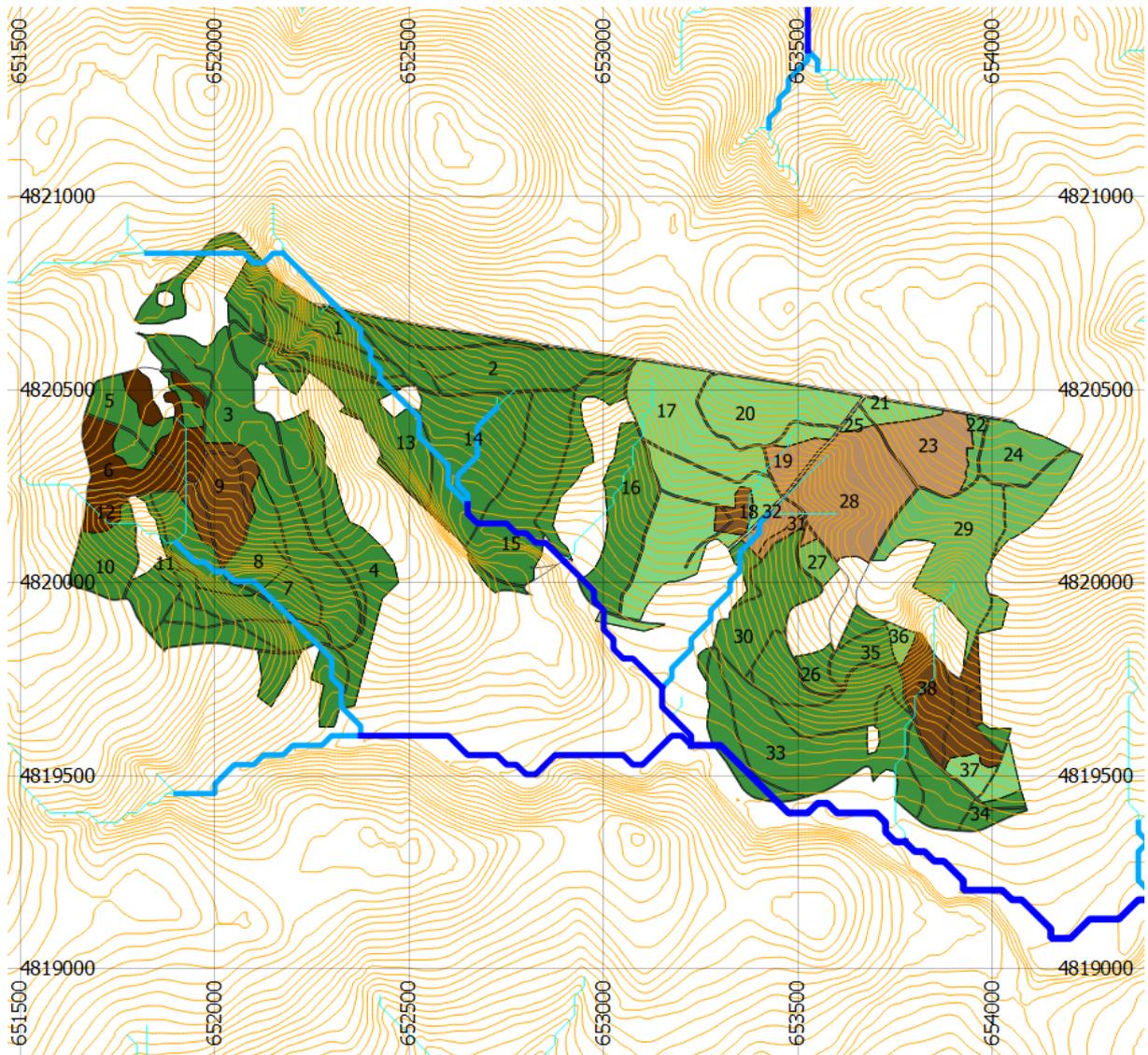


Figura 3.2. Mapa de rodas definitivo del monte Coroa. En color verde figuran los rodas de eucalipto, y en color marrón, los de pino de Monterrey. Las distintas tonalidades representan distintas edades iniciales.

De acuerdo con el interés de la comunidad propietaria, en el Proyecto de Ordenación se fija como función prioritaria del monte la producción de madera de *Eucalyptus globulus* para pasta de papel, con diámetros normales reducidos (20-25 cm) y buenas características tecnológicas, subordinando a ella otros usos como el cinegético, el uso recreativo, el aprovechamiento micológico y un posible aprovechamiento apícola. Además, se contempla específicamente como objetivo el control del riesgo de incendios y de erosión, haciendo hincapié en la necesidad de contemplar todas aquellas actuaciones que disminuyan dichos riesgos.

Así, para que el monte cumpla las funciones asignadas, en el Proyecto: i) se elige como especie principal *E. globulus* y se propone sustituir el pino de Monterrey por el eucalipto, al considerarlo más adaptado a la estación; ii) se elige la forma fundamental de masa de monte bajo, y iii) se eligen las cortas a hecho en un tiempo como el tratamiento selvícola de cortas de regeneración de las masas de eucalipto más adecuado, con aprovechamiento de dos rebrotes y nueva plantación a marco de 3×2 m (1670 pies/ha) tras el destocoado después de la tercera corta. En definitiva, se elige la estructura de monte bajo regular. Asimismo, en el Proyecto se propone realizar una selección de brotes al año y medio de la corta para dejar una densidad similar a la de la plantación, repitiendo la operación a los tres años de la corta si fuera necesario, así como la realización de desbroces durante los tres primeros años de desarrollo de la masa. En relación con las cortas a hecho, aunque en principio no existen restricciones de tipo paisajístico, en el Proyecto se indica que las cortas no se aplicarán, en la medida de lo posible, en superficies continuas de más de 5-6 hectáreas, para disminuir el impacto paisajístico y el riesgo de erosión.

En consonancia con la estructura de monte bajo regular, en el Proyecto de Ordenación se adopta como método de ordenación el Método de división por cabida. Por otro lado, a partir de las tablas de producción de Fernández López (1982), y conjugando los criterios de máxima renta en especie, tecnológico y financiero, el turno definitivo se fija en 18 años. Por último, se adopta una intermitencia de las cortas a hecho de 3 años sin explicar el porqué de dicho valor, que supondrá la organización del monte en una serie graduada de tranzones. De este modo, y admitiendo una tolerancia del 20% en la cabida de los tranzones, realizan la división dasocrática del cuartel en 6 tranzones equiproductivos, de los que los tres primeros habrán de ser cortados durante el Plan Especial, cuya duración es de 10 años. No obstante, como se explicará en el siguiente capítulo, la ordenación de la masa mediante los modelos de

programación matemática formulados en la tesis permitirá una aproximación más flexible para la consecución de los objetivos generales planteados en el Proyecto de Ordenación.

Por último, para aplicar los Modelos 3 y 5 era necesario conocer las existencias de las masas de eucalipto a cada edad individual del ciclo productivo y por encima de los 16 años que figura en las tablas de producción, por lo que dichos volúmenes se obtuvieron mediante interpolación y extrapolación. Finalmente, al igual que para el Caso de estudio 1, se asumió que la producción en volumen del segundo rebrote de eucalipto era igual a la de la masa inicial (procedente de plantación). En cuanto a las masas de *P. radiata* a sustituir, las calidades de estación se asignaron teniendo en cuenta las definidas para Galicia por Sánchez et al. (2003) (Anexo 2), el turno se fijó en 35 años, la edad mínima de corta, en 20 años, y el precio de la madera fue de 32 €/m³ (Asociación Forestal de Galicia, 2007).

CAPÍTULO 4: MÉTODOS

*Essentially, all models are wrong,
but some are useful*
George E.P. Box

En este capítulo se presentan los modelos de programación matemática formulados, comenzando por la formulación del Método de división en cabida en masas cuyo método de beneficio es el de monte alto cuando existen distintas calidades de estación (Modelo 0) según las dos aproximaciones referidas en los Antecedentes.

4.1. Modelos de programación matemática para la ordenación de montes bajos regulares

4.1.1. Introducción

Como se ha comentado en el Apartado 1.1, la formulación de modelos de programación matemática para la ordenación de masas tratadas mediante cortas a hecho ha girado en torno a la consecución de la estructura global de masa coetánea (Serie ordenada o Serie graduada de tranzones) con el fin de cumplir el principio de rentabilidad o segunda condición mínima de la Ordenación de Montes. Así, el modelo formado por las ecuaciones [1]-[4], descrito en el Apartado 1.1 de los Antecedentes, y que constituye la representación matemática del Método de división por cabida (MDC) cuando la calidad de estación es única en el monte o cuartel, puede aplicarse para formar tranzones equiproductivos en los casos de montes altos coetáneos. Por otra parte, como se ha explicado en los Antecedentes, cuando en el monte existen varias calidades de estación, para que los tranzones sean equiproductivos una vez concluido el turno transitorio se puede operar con superficies de calidad media (Madrigal, 1994) o bien elegir una de las calidades presentes como estándar o referencia para formar los tranzones (Davis et al., 2001). Así, el modelo de programación matemática que formula la primera aproximación (Modelo 0) sería:

$$Max \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^q c_{ijk} \cdot x_{ijk} \quad [17]$$

sujeto a:

$$\sum_{k=1}^q x_{ijk} = A_{ij} \quad i = 1,2,\dots,m; j = 1,2,\dots,n \quad [18]$$

$$\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \frac{V_j}{V} \cdot x_{ijk} = \frac{S}{q} \quad k = 1,2,\dots,q \quad [19]$$

$$x_{ijk} \geq 0 \quad \forall i, j, k \quad [20]$$

donde:

- i = Edad de la masa; $i = 1, 2, \dots, m$.

- j = Calidad de estación; $j = 1, 2, \dots, n$.

- k = Período de corta del horizonte de planificación; $k = 1, 2, \dots, q$, siendo $q = T/h$.

- A_{ij} = Superficie con edad i y calidad de estación j .

- V_j = Producción de una hectárea de calidad j a la edad del turno (T).

- \bar{V} = Producción de una hectárea de calidad media a la edad del turno; esto es,

$$\bar{V} = \frac{\sum_{j=1}^n A_j \cdot V_j}{S} = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n A_{ij} \cdot V_j}{S}.$$

- $A_j = \sum_{i \in \Omega_j} A_{ij}$ = Superficie de calidad de estación j .

- S = Superficie del monte = $\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n A_{ij}$.

- x_{ijk} = Superficie a cortar/regenerar de edad i y calidad j en el período k .

- c_{ijk} = Contribución en volumen o en valor actual neto al valor total de la función objetivo de la corta/regeneración de una hectárea de edad i y calidad j en el período k .

Así, en el modelo que persigue la serie ordenada de tranzones (SOT) o la serie graduada de tranzones (SGT), la función objetivo representa la maximización del volumen total de corta o del valor actual neto total resultante de las cortas realizadas a lo largo del horizonte de planificación en las superficies (masas) de distintas calidades de estación y edades. Por otra parte, en la ecuación [19], el cociente V_j/\bar{V} es el factor de equivalencia que indica a cuántas hectáreas de calidad media equivale una hectárea de calidad j .

Alternativamente, la aproximación de Davis y Johnson (1987) se formularía sustituyendo la ecuación [19] por la ecuación [19']:

$$\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \frac{V_j}{V_r} \cdot x_{ijk} = \frac{S_r}{q} \quad k = 1, 2, \dots, q \quad [19']$$

donde V_r representa la producción de una hectárea de la calidad estándar o de referencia a la edad del turno y S_r es la superficie total del monte o cuartel reducida a la calidad de

referencia, esto es:
$$S_r = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \frac{V_j}{V_r} \cdot A_{ij} .$$

Sin embargo, en el caso de especies como *Eucalyptus globulus*, capaces de rebrotar de cepa tras la corta, siendo por ello habitual aprovechar varios rebrotes antes de destocoñar y establecer una nueva plantación, la aplicación de dichos modelos conduciría a una división excesiva de la plantación. En este contexto, se considera un ciclo de producción completo al plazo de tiempo comprendido entre el establecimiento de una plantación y la siguiente, abarcando varios turnos de aprovechamiento o subciclos, en función del número de rebrotes que se aprovechen antes del destocoñado. Por ejemplo, un ciclo de producción de tres subciclos supondría el aprovechamiento de dos rebrotes, ya que el primer turno es considerado de monte alto. Pero dado que la producción de una masa a la edad del turno varía de un subciclo al siguiente, para que se cumpliera la condición de renta en volumen de madera constante una vez ordenada la masa habría que conseguir una SOT o una SGT en cada calidad de estación y subciclo, lo que supondría una fragmentación excesiva de la masa.

Para clarificar este hecho, si suponemos que existen dos calidades de estación, que se van a aprovechar dos turnos o subciclos antes de realizar una nueva plantación, y que la edad de corta óptima o turno es igual a 15 años tanto en el primer subciclo como en el segundo, la aplicación del MDC supondría la división de la masa que se esquematiza en la Figura 4.1. En ella, la superficie punteada y la superficie rayada representan las dos calidades de estación, mientras que los dos números que identifican cada unidad final de corta o tranzón indican, respectivamente, el subciclo o número de rebrote y la edad individual de los pies. En sombreado gris figuran las unidades de corta que han alcanzado el turno en cada subciclo. Así, cada calidad de estación quedaría dividida en 30 unidades finales de corta, tantas como resulta de multiplicar el número de subciclos (dos en cada calidad) por el turno (15 años en

cada subciclo). Por lo tanto, para evitar una compartimentación o fragmentación excesiva de la plantación, en esta tesis se plantea como primer objetivo una formulación alternativa al MDC que permita cumplir la condición de constancia de la renta una vez concluido el turno transitorio. Así, a continuación se exponen los Modelos 1 y 2 desarrollados dentro del primer objetivo de la tesis.

0/1	0/2	0/3	...	0/14	0/15
1/1	1/2	1/3	...	1/14	1/15
0/1	0/2	0/3	...	0/14	0/15
1/1	1/2	1/3	...	1/14	1/15

Figura 4.1. Estructura final de un monte bajo regular con la aplicación del MDC.

4.1.2. Métodos de división combinada en montes bajos regulares

Los Modelos 1 y 2 se encuadran dentro del primer objetivo de la tesis: formular un modelo de programación matemática para la ordenación de montes bajos regulares alternativo al MDC. Ambos modelos pueden considerarse modelos estratégicos de programación lineal (con variables de decisión continuas), incluidos en la amplia categoría de los denominados *strata-based models* (Cox y Sullivan, 1995), pues el horizonte de planificación es, en general, superior a un turno, y las cortas no se localizan con exactitud sobre el terreno: los rodales de igual calidad de estación están agrupados en estratos, que constituyen las superficies más pequeñas en las que se programan las cortas. El Modelo 1 constituye la extensión del MDC al caso de especies con aprovechamiento de uno o más rebrotes tras la primera corta, esto es, la aplicación del MDC en los montes bajos regulares, mientras que el Modelo 2 constituye la alternativa al primero. Como se verá a continuación, los Modelos 1 y 2 tendrán como objetivo prioritario la constancia del rendimiento para el segundo turno, aunque además tratarán de

equilibrar lo más posible las rentas durante el turno transitorio o de transformación, de manera análoga a la de los denominados “Métodos de distribución combinada” (Madrigal, 1994). Por otra parte, ambos modelos se formularán como modelos de programación por metas lexicográficas, en los que el centro decisor asigna prioridades excluyentes a las diferentes metas, de modo que las situadas en la prioridad más alta se satisfacen en la medida de lo posible y solo entonces se considera la posible satisfacción de las metas situadas en prioridades más bajas (Romero, 1993). Con esta idea, la meta situada en la primera prioridad perseguirá en ambos modelos la consecución del rendimiento en volumen constante una vez finalizado el horizonte de planificación, mientras que la meta situada en la segunda prioridad buscará la uniformidad de los volúmenes de corta durante el horizonte de planificación. Además, en ambos modelos se incluye una tercera prioridad relativa al logro del mayor valor actual neto posible, en consonancia con la tercera condición mínima de la ordenación de montes: la condición de máximo rendimiento.

Los modelos contemplan la posibilidad de aprovechar uno o más rebrotes tras el primer turno, correspondiente a la masa establecida mediante plantación, aunque, para simplificar, al aplicar los modelos al Caso de estudio 1, tanto el número de rebrotes como la edad óptima de corta en cada subciclo se considerarán iguales en todas las calidades de estación. Por último, el Modelo 1 se denomina Modelo rígido de división combinada, mientras que el Modelo 2 se denomina Modelo flexible de división combinada. Los calificativos “rígido” y “flexible”, que los diferencian, se deben a que el Modelo 1 asegura la constancia de las rentas futuras de una manera rígida, imponiendo la corta de superficies iguales en cada calidad, rebrote y edad durante el horizonte de planificación, mientras que el Modelo 2 asegura la constancia de las rentas futuras sin imponer un determinado plan de cortas durante el horizonte de planificación y, por tanto, una determinada estructura final, como se verá a continuación.

4.1.2.1. Modelo rígido de división combinada: Modelo 1

$$\mathbf{Lex\ min} \left[\sum_{\forall i} \sum_{\forall j} \sum_{\forall k} \left(\frac{\eta_{ijk} + \rho_{ijk}}{N_i} \right), \sum_{\forall t} (\eta_t' + \rho_t'), \eta'' \right] \quad [21]$$

sujeto a:

$$A_{ijkq+1} + \eta_{ijk} - \rho_{ijk} = \frac{A_i}{\sum_{j=0}^{n(i)} T(i, j)} \quad \forall i, j, k \quad [22]$$

$$V_t - V_{t+1} + \eta'_t - \rho'_t = 0 \quad t = 1, 2, \dots, q-1 \quad [23]$$

$$NPV + \eta'' - \rho'' = NPV^* \quad [24]$$

$$A_{ijk1} = A_{ijk}^0 \quad \forall i, j, k \quad [25]$$

$$A_{i01t} = \sum_{k=1}^{T(i, n(i))} x_{in(i)kt-1} + \sum_{j=0}^{n(i)-1} \sum_{k=1}^{T(i, j)} y_{ijkt-1} \quad \forall i; t = 2, 3, \dots, q+1 \quad [26]$$

$$A_{ij1t} = \sum_{k=1}^{T(i, j-1)} x_{ij-1kt-1} \quad \forall i; j \neq 0; t = 2, 3, \dots, q+1 \quad [27]$$

$$A_{ijkt} = A_{ijk-1t-1} - x_{ijk-1t-1} - y_{ijk-1t-1} \quad \forall i, j; 1 < k < T(i, j); t = 2, 3, \dots, q+1 \quad [28]$$

$$A_{ijT(i, j)t} = A_{ijT(i, j)-1t-1} - x_{ijT(i, j)-1t-1} - y_{ijT(i, j)-1t-1} + A_{ijT(i, j)t-1} - x_{ijT(i, j)t-1} - y_{ijT(i, j)t-1} \quad \forall i, j; k = T(i, j); t = 2, 3, \dots, q+1 \quad [29]$$

$$x_{ijkt} + y_{ijkt} \leq A_{ijkt} \quad \forall i, j, k, t \quad [30]$$

$$x_{ijkt} - a \cdot z_{ijkt} \geq 0 \quad \forall i, j, k, t \quad [31.1]$$

$$x_{ijkt} - A \cdot z_{ijkt} \leq 0 \quad \forall i, j, k, t \quad [31.2]$$

$$y_{ijkt} - a \cdot w_{ijkt} \geq 0 \quad \forall i, j, k, t \quad [31.3]$$

$$y_{ijkt} - A \cdot w_{ijkt} \leq 0 \quad \forall i, j, k, t \quad [31.4]$$

$$x_{ijkt} = 0 \quad \forall i, j; k \leq e(i, j); \forall t \quad [32.1]$$

$$y_{ijkt} = 0 \quad \forall i, j; k \leq e(i, j); \forall t \quad [32.2]$$

$$V_t = \sum_{i=1}^m \sum_{j=0}^{n(i)} \sum_{k=1}^{T(i, j)} v_{ijk} \cdot (x_{ijkt} + y_{ijkt}) \quad \forall t \quad [33]$$

$$V = \sum_{t=1}^q V_t \quad [34]$$

$$NPV = \sum_{i=1}^m \sum_{j=0}^{n(i)} \sum_{k=1}^{T(i,j)} \sum_{t=1}^q npv_{ijkt} \cdot x_{ijkt} + \sum_{i=1}^m \sum_{j=0}^{n(i)-1} \sum_{k=1}^{T(i,j)} \sum_{t=1}^q npv'_{ijkt} \cdot y_{ijkt} \quad [35]$$

$$x_{ijkt} \geq 0 \quad \forall i, j, k, t \quad [36.1]$$

$$y_{ijkt} \geq 0 \quad \forall i, j, k, t \quad [36.2]$$

$$z_{ijkt} \in \{0,1\} \quad \forall i, j, k, t \quad [36.3]$$

$$w_{ijkt} \in \{0,1\} \quad \forall i, j, k, t \quad [36.4]$$

donde:

- i = Calidad de estación; $i = 1, 2, \dots, m$.

- j = Turno o subciclo en un ciclo de producción completo; $j = 0, 1, \dots, n(i)$. Así, $j = 0$ representa el primer subciclo o turno en monte alto (rebrote 0), mientras que $j = n(i)$ representa el último subciclo o rebrote, donde la forma fundamental de masa es el monte bajo al tratarse de los pies desarrollados a partir del último rebrote, antes de destocoar y establecer una nueva plantación. Esto es, $j = n(i)$ se corresponde con el turno $1 + n(i)$ del ciclo de producción. La notación del último valor del subíndice j ($j = n(i)$) expresa que el número total de subciclos de monte bajo (n) puede variar en función de la calidad de estación (i), de manera que el número de subciclos objeto de aprovechamiento antes de destocoar y replantar pueda ser diferente en las distintas calidades de estación presentes en el monte.

- k = Edad de la masa; $k = 1, 2, \dots, T(i, j)$, siendo $T(i, j)$ el turno o edad óptima de corta, en función de la calidad de estación y del subciclo o rebrote. Además, en el modelo formulado, $T(i, j)$ representa la clase de edad que agrupa a las masas con edad igual o mayor que T .

- t = Período de corta del horizonte de planificación; $t = 1, \dots, q$, de modo que q es el último período del horizonte y el número total de períodos. Los períodos son de un año y la corta tiene lugar al inicio del mismo.

- A_{ijkt} = Superficie total de calidad i , rebrote j y edad k existente al inicio del período t .
- A_{ijk}^0 = Superficie de calidad i , rebrote j y edad k existente al inicio del horizonte de planificación.
- A_i = Superficie total de calidad i .
- $e(i, j)$ = Edad a partir de la cual puede cortarse una masa, dependiendo de la calidad de estación y del subciclo.
- a = Superficie mínima de corta.
- A = Valor de una superficie de corta arbitrariamente grande.
- v_{ijkt} = Volumen de madera resultante de la corta de una hectárea de calidad i , rebrote j y edad k en el período t .
- npv_{ijkt}, npv'_{ijkt} = Coeficientes respectivos de las variables x_{ijkt} e y_{ijkt} que representan el valor actual neto de la corta/regeneración de una hectárea de calidad i , rebrote j y edad k en el período t .
- N_i = Factor de normalización de las variables de desviación de las metas del bloque [22].
- x_{ijkt} = Superficie de calidad i , rebrote j y edad k que se corta en el período t , dando paso a una nueva masa de origen vegetativo (procedente de brotes de cepa) si $j < n(i)$, o al establecimiento de una nueva masa mediante plantación en el caso de que $j = n(i)$.
- y_{ijkt} = Superficie de calidad i , rebrote j y edad k que se corta y destoca en el período t dando paso al establecimiento de una nueva masa mediante plantación. Estas variables se definen para todos los rebrotes excepto el último ($j = n(i)$); esto es $y_{inkt} = 0 \quad \forall i, k, t$.
- η_{ijk} y ρ_{ijk} = Variables de desviación negativa y positiva, respectivamente, del bloque de metas [22].

- η'_i y ρ'_i = Variables de desviación negativa y positiva, respectivamente, del bloque de metas [23].
- η'' y ρ'' = Variables de desviación negativa y positiva, respectivamente, de la meta [24].
- z_{ijkt} = Variable binaria que obliga a que la variable x_{ijkt} sea nula o tome un valor mayor o igual a la superficie mínima de corta (a).
- w_{ijkt} = Variable binaria que obliga a que la variable y_{ijkt} sea nula o tome un valor mayor o igual a la superficie mínima de corta (a).
- V_t = Volumen total de las cortas en el año t .
- V = Volumen total de las cortas durante el horizonte de planificación.
- NPV = Valor actual neto de las cortas.
- NPV^* = Nivel de aspiración del valor actual neto.

Las componentes de la función de logro [21] representan las variables de desviación no deseadas, que es preciso minimizar de manera ordenada (secuencial). Las metas situadas en la prioridad más alta, recogidas en el bloque [22], corresponden a la consecución de una SOT en cada calidad y subciclo (rebrote) en el período de tiempo $q+1$, una vez finalizado el turno transitorio. Así, este bloque refleja el reparto equitativo de la superficie de cada calidad de estación entre todos los subciclos que comprende un ciclo de producción y entre todas las edades individuales que comprende el turno en cada subciclo. Las variables de desviación negativas cuantifican la falta de logro de las metas correspondientes con respecto a su nivel de aspiración, mientras que las variables de desviación positivas cuantifican el exceso de logro de las metas correspondientes con respecto a su nivel de aspiración. Así pues, la suma de ambas variables de desviación constituye la primera componente de la función de logro. Por otra parte, dado que la superficie de cada calidad de estación será, en general, diferente, para evitar cualquier sesgo hacia las metas de la calidad de estación con mayor superficie (Romero

1991), las variables de desviación se multiplican por $1/N_i$, siendo $N_i = A_i \sqrt{\sum_{j=0}^{n(i)} T(i, j)}$ el

factor de normalización. La segunda componente de la función de logro es la suma de las variables de desviación negativas y positivas de las metas del bloque [23], que constituyen la segunda prioridad y que persiguen, en la medida de lo posible, la igualdad de los volúmenes de corta durante el turno transitorio; de ahí que las dos primeras prioridades se correspondan con el objetivo de los Métodos de distribución combinada. Por último, la tercera componente de la función de logro es la variable de desviación negativa de la meta [24], que constituye la tercera prioridad y persigue la obtención de un valor actual neto mayor o igual a NPV^* .

El bloque [25] define la situación inicial del monte, esto es, la superficie de cada calidad de estación, rebrote y edad existente al inicio del horizonte de planificación. Por ejemplo, la identidad $A_{1,0,8,1} = 19,59$ indica la superficie inicial (en hectáreas) de calidad II ($i = 1$), rebrote 0 y 8 años de edad, que resulta de la suma de las superficies de los rodales 4, 6 y 12 (Tabla 3.1). A continuación, mediante las variables A_{ijkt} , en los bloques de ecuaciones [26] a [29] se cuantifican las superficies de cada calidad, rebrote y edad existentes al inicio de cada período del horizonte, excepto el primero, y una vez finalizado el mismo, en función de las superficies cortadas/regeneradas en el período inmediatamente anterior, representadas por las variables de decisión x_{ijkt-1} e y_{ijkt-1} . Es decir, las ecuaciones [26]-[29] reflejan la distribución de superficies de cada calidad de estación por rebrote y edad en cada período mediante las variables A_{ijkt} . De este modo, se controla la evolución de la masa durante el horizonte de planificación. Las variables y_{ijkt} se han introducido en el modelo para flexibilizar el método de ordenación durante el horizonte de planificación, tratando de reducir, en la medida de lo posible, la duración del turno transitorio. Así, dichas variables denotan la superficie cortada, destocada y regenerada artificialmente mediante plantación, permitiendo la sustitución de una masa por otra de nueva plantación antes de finalizar el ciclo completo de producción. La Figura 4.2a muestra las posibles trayectorias de una masa de eucalipto durante el horizonte de planificación, mientras que la Figura 4.2b muestra las trayectorias una vez concluido el mismo.

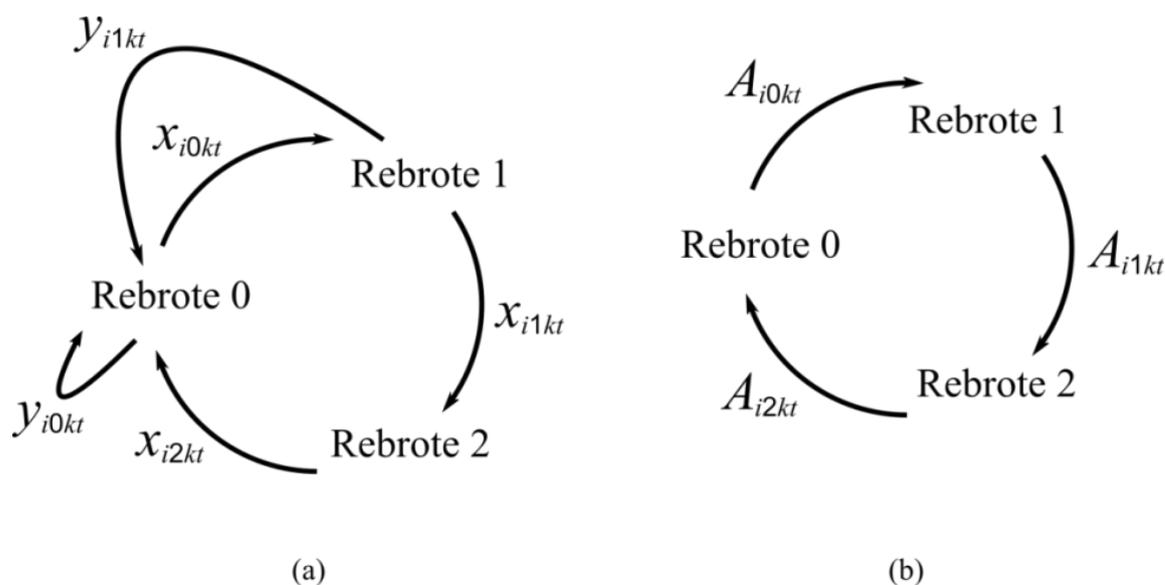


Figura 4.2. Trayectoria de las masas durante el horizonte de planificación (a) y una vez concluido el mismo (b).

Para aclarar las ideas, si se considera, por ejemplo, un ciclo de producción de tres subciclos (rebrote 0, 1 y 2) de quince años de duración cada uno, el bloque [26] incluye, entre otras ecuaciones, que la superficie total de calidad de estación III ($i = 2$), rebrote 0 y 1 año de edad existente al inicio del año 4, representada mediante la variable $A_{2,0,1,4}$, provendrá de las superficies de cualquier edad en el último rebrote considerado cortadas en el año 3, más las superficies de cualquier edad y cualquier rebrote, excepto el último, cortadas, destocadas y replantadas en el año 3, esto es:

$$A_{2,0,1,4} = x_{2,2,1,3} + x_{2,2,2,3} + \dots + x_{2,2,15,3} + y_{2,0,1,3} + y_{2,0,2,3} + \dots + y_{2,0,15,3} + y_{2,1,1,3} + y_{2,1,2,3} + \dots + y_{2,1,15,3}$$

Para el mismo ejemplo, el bloque [27] incluye, entre otras ecuaciones, que la superficie total de calidad de estación II ($i = 1$), rebrote 2 y 1 año de edad existente al inicio del año 5, denotada mediante la variable $A_{1,2,1,5}$, provendrá de las superficies de igual calidad, de cualquier edad y rebrote 1 cortadas en el año 4; esto es:

$$A_{1,2,1,5} = x_{1,1,1,4} + x_{1,1,2,4} + \dots + x_{1,1,15,4}$$

De igual modo, siguiendo con el mismo ejemplo, dentro del bloque [28], la superficie total de calidad de estación II, en el rebrote 2 y 6 años de edad en el año 9, denotada por $A_{1,2,6,9}$, es

igual a la superficie de dicha calidad y rebrote, de 5 años que existía en el año 8 (período anterior) menos la superficie cortada y/o cortada y destocada:

$$A_{1,2,6,9} = A_{1,2,5,8} - x_{1,2,5,8} - y_{1,2,5,8}$$

Por último, mediante el bloque [29] se contemplaría, por ejemplo, que la superficie total de calidad II y rebrote 1 con la edad del turno existente en el año 10, denotada por $A_{1,1,15,10}$, proviene de las superficies de 14 ó 15 años existentes en el período 9 no cortadas y/o no cortadas y destocadas:

$$A_{1,1,15,10} = A_{1,1,14,9} - x_{1,1,14,9} - y_{1,1,14,9} + A_{1,1,15,9} - x_{1,1,15,9} - y_{1,1,15,9}$$

El conjunto de restricciones [30] indica que para que una solución sea factible las superficies cortadas/regeneradas de cada calidad, rebrote y edad en cada período del horizonte de planificación deben ser menores o iguales que las existentes, esto es, las restricciones del bloque [30] constituyen las restricciones endógenas necesarias para la existencia de una solución factible. Por ejemplo, resulta obvio que $x_{2,0,8,1} + y_{2,0,8,1} \leq 9,07$; esto es, la superficie de eucalipto de calidad de estación III, rebrote 0 y 8 años de edad que podría cortarse y/o cortarse y destocarse en el primer período del horizonte no puede exceder las 9,07 hectáreas, que es la superficie de dichas características existente al inicio de dicho período ($A_{2,0,8,1} = A_{2,0,8}^0 = 9,07$), resultante de la suma de las superficies de los rodales 2 y 5 (Tabla 3.1). Por otra parte, para que las superficies de corta tengan un valor mínimo que asegure la rentabilidad del aprovechamiento, se han introducido las restricciones [31.1]-[31.4]. En ellas, mediante las variables binarias z_{ijkt} y w_{ijkt} , se impone que las superficies cortadas/regeneradas (de cada calidad, rebrote y edad) en cada período sean iguales o mayores que un valor, a , en caso de ser positivas. Así, por ejemplo, si $z_{1,0,12,5} = 1$, entonces, $x_{1,0,12,5} \geq a$ y $x_{1,0,12,5} \leq A$; esto es, la superficie de calidad II, rebrote 0 y 12 años cortada en el período 5 deberá ser mayor o igual al valor mínimo especificado, a , e igual o menor que un valor arbitrariamente grande, A . Por el contrario, si $z_{1,0,12,5} = 0$, entonces $x_{1,0,12,5} = 0$, ya que la restricción [31.1] impone que $x_{1,0,12,5} \geq 0$ y la restricción [31.2] impone que $x_{1,0,12,5} \leq 0$.

Las restricciones [32.1] y [32.2] impiden la corta de las masas que no superen una edad dada, $e(i, j)$, dependiente de la calidad de estación y del subciclo; esto es, imponen como edad

mínima de corta el valor $e(i, j) + 1$, lo que tiene como objetivo impedir grandes sacrificios de cortabilidad. Finalmente, el modelo incluye las identidades contables del volumen de corta en cada período del horizonte de planificación (ecuación [33]), el volumen total de las cortas durante el horizonte de planificación (ecuación [34]), el valor actual neto de las cortas (ecuación [35]), y el dominio de las variables de decisión (restricciones [36.1] y [36.2]) y de las variables auxiliares (restricciones [36.3]-[36.4]).

4.1.2.2. *Modelo flexible de división combinada: Modelo 2*

Como se ha explicado en el Apartado 4.1, el Modelo 2 responde a la necesidad de encontrar un método alternativo al de división por cabida con el fin de evitar una excesiva división de la masa. Para ello, se propondrán unas metas basadas en las denominadas “restricciones de equilibrio estacionario” (*steady-state constraints*) recogidas en Boungiorno y Gilles (2003). Así, una masa se encuentra en un estado de equilibrio estacionario si las existencias en cada clase de edad se mantienen constantes entre una corta y la siguiente (entre dos inventarios consecutivos). Matemáticamente, si A_{kt} denota la superficie perteneciente a la clase de edad k en el período t , entonces, la consecución del estado estacionario al final del período t vendrá expresada por la restricción $A_{kt} = A_{kt+1}$. Esto es, la restricción expresa que las existencias (en superficie) en cada clase de edad son iguales en el período t y en el siguiente (período $t + 1$), lo que implica que el crecimiento en volumen de la masa durante el período t es suficiente para reponer el volumen extraído al inicio de dicho período, de modo que la misma corta podría repetirse a perpetuidad.

En realidad, la SOT y la SGT, caracterizadas por la presencia simultánea de todas las edades o edades intermitentes que comprende el turno en superficies iguales o equiproductivas, constituyen casos particulares de estructuras en un equilibrio estacionario. En dichas series, las cortas de regeneración siempre se realizan sobre las masas en la edad del turno (T) y la regeneración tiene lugar de manera inmediata tras las mismas, de modo que las existencias se mantienen constantes de manera indefinida. Sin embargo, el interés de las restricciones de estado estacionario radica en que el número de posibles estados estacionarios es infinito, por lo que la ordenación no tiene por qué limitarse a la consecución de una serie ordenada o graduada de tranzones.

Así, en el Modelo 2, la consecución de un rendimiento en volumen de madera constante tras el horizonte de planificación (constancia de las rentas futuras) se persigue directamente

mediante un bloque de metas que expresa la igualdad de los volúmenes de corta de períodos consecutivos una vez finalizado el turno transitorio durante un plazo de tiempo igual al que abarca un ciclo de producción completo. Para ello, se introducen además las identidades contables de los volúmenes de corta a partir del último año del horizonte de planificación, considerando que en cada calidad de estación y subciclo (rebrote) solo se cortarán las masas que hayan alcanzado el turno.

Así pues, para garantizar la constancia de las rentas futuras de manera indefinida, las metas de igualdad de los volúmenes de corta de años consecutivos deberían formularse hasta un año t en el que la distribución de la superficie total de cada calidad de estación, rebrote y edad fuera la misma que una vez concluido el horizonte de planificación. De este modo, la completa satisfacción de dichas metas supondría la obtención de un estado de equilibrio estacionario una vez finalizado el horizonte de planificación. Así, considerando que el turno o edad de corta óptima puede variar en función de la calidad de estación y el subciclo ($T(i, j)$), y que el número de subciclos de que consta un ciclo de producción completo puede variar en función de la calidad de la estación ($j = 0, 1, \dots, n(i)$), si el máximo común divisor de los ciclos de producción completos de todas las calidades de estación presentes fuera igual a uno, entonces las mencionadas metas deberían formularse para un número de años igual a

$\sum_{j=0}^{n(1)} T(1, j) \cdot \sum_{j=0}^{n(2)} T(2, j) \cdot \dots \cdot \sum_{j=0}^{n(m)} T(m, j) = \prod_{i=1}^m \sum_{j=0}^{n(i)} T(i, j)$ a partir del año $q + 1$. Por el contrario, si

el máximo común divisor fuera distinto de uno, sería suficiente que las metas abarcaran un

número de años igual a $\frac{\prod_{i=1}^m \sum_{j=0}^{n(i)} T(i, j)}{\text{máximo común divisor}}$.

La Figura 4.3 ilustra lo explicado para el caso de un ciclo de producción completo (plantación inicial más los rebrotes posteriores) de 45 años en una calidad de estación $i = 1$ y un ciclo de plantación completo de 35 años en otra calidad de estación $i = 2$. Así, en este ejemplo, las metas de igualdad de los volúmenes de corta consecutivos deberían comprender los 315 años ($315 = 45 \cdot 35/5$) siguientes a partir del año $q + 1$. No obstante, en la práctica sería suficiente formular las metas considerando solamente el ciclo de producción completo de mayor duración, esto es, que las metas de igualdad de volúmenes abarcaran un número de años igual

al *Máximo* $\left\{ \sum_{j=0}^{n(1)} T(1, j), \sum_{j=0}^{n(2)} T(2, j), \dots, \sum_{j=0}^{n(m)} T(m, j) \right\}$.

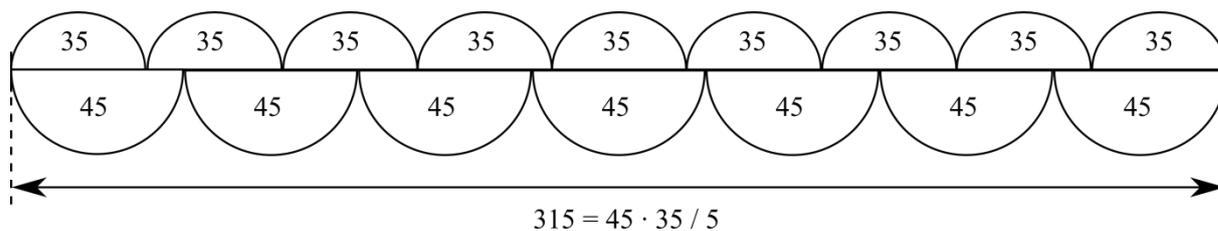


Figura 4.3. Duración necesaria de las metas de igualdad de los volúmenes de corta una vez concluido el horizonte de planificación para asegurar un estado de equilibrio estacionario.

Para facilitar la comprensión del Modelo 2, a continuación se presenta la formulación para el caso en que se fijara el mismo ciclo de producción para todas las calidades de estación presentes en la masa, de modo que $j = 0, 1, \dots, n \quad \forall i$ y $T(i, j) = T \quad \forall (i, j)$. En dicho caso, las metas de igualdad de los volúmenes de corta consecutivos comprenderían un número de años igual a $(1+n) \cdot T - 1$, al ser la duración de un ciclo de producción completo en cada calidad igual a $(1+n) \cdot T$. Así, manteniendo la notación del Modelo 1, el Modelo 2 es:

$$\text{Lex min} \left[\sum_{t=1}^{(1+n)T-1} (\eta_t + \rho_t), \sum_{t=1}^{q-1} (\eta'_t + \rho'_t), \eta'' \right] \quad [37]$$

sujeto a:

$$V_t - V_{t+1} + \eta_t - \rho_t = 0 \quad t = q+1, \dots, q + (1+n) \cdot T - 1 \quad [38]$$

$$V_{q+s} = \sum_{i=1}^m \sum_{j=0}^n v_{ijT} \cdot A_{ij, T+1-s, q+1} \quad s = 1, \dots, T \quad [39.1]$$

$$V_{q+T+s} = \sum_{i=1}^m \sum_{j=0}^{n-1} v_{i, j+1, T} \cdot A_{ij, T+1-s, q+1} + \sum_{i=1}^m \sum_{j=n}^n v_{i, j-n, T} \cdot A_{ij, T+1-s, q+1} \quad s = 1, \dots, T \quad [39.2]$$

$$V_{q+2T+s} = \sum_{i=1}^m \sum_{j=0}^{n-2} v_{i, j+2, T} \cdot A_{ij, T+1-s, q+1} + \sum_{i=1}^m \sum_{j=n-1}^n v_{i, j-(n-1), T} \cdot A_{ij, T+1-s, q+1} \quad s = 1, \dots, T \quad [39.3]$$

⋮
⋮
⋮

$$V_{q+nT+s} = \sum_{i=1}^m \sum_{j=0}^0 v_{ijT} \cdot A_{i, n-j, T+1-s, q+1} + \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n v_{i, j-1, T} \cdot A_{ij, T+1-s, q+1} \quad s = 1, \dots, T \quad [39.n+1]$$

Ecuaciones [23]-[36] del Modelo 1

La diferencia esencial con respecto al Modelo 1 se debe a la sustitución del bloque de metas [22] por el bloque de metas [38]. Esta sustitución conlleva la introducción de las identidades contables de las ecuaciones [39.1]-[39.n+1], así como la modificación de la función de logro, cuya primera componente representa ahora la suma de las variables de desviación no deseadas del nuevo conjunto de metas. Las metas del bloque [38] expresan la igualdad de los volúmenes de corta consecutivos desde el período $q+1$ hasta el período $q+(1+n)\cdot T-1$. Por su parte, las ecuaciones [39.1]-[39.n+1] computan los volúmenes de corta anuales durante un ciclo de producción completo a partir del año $q+1$, asumiendo que cada año sólo serán cortadas las masas que hayan alcanzado la edad del turno. Así, las ecuaciones [39.1] sirven para calcular los volúmenes de corta anuales durante los T primeros años tras el horizonte de planificación, desde el año $q+1$ hasta el año $q+T$. De manera similar, mediante las ecuaciones [39.2] se calculan los volúmenes de corta durante el segundo turno del ciclo de producción, desde el año $q+T+1$ hasta el año $q+2\cdot T$. Finalmente, se formulan las identidades contables de los volúmenes de corta durante el último subciclo (ecuaciones [39.n+1]). El resto de ecuaciones del modelo son iguales a las del Modelo 1.

Para aclarar la estructura y el papel de las identidades contables de los bloques [39.1], [39.2],..., [39.n+1], en la Tabla 4.1 se incluyen dichos bloques para el Caso de estudio 1, en el que el horizonte de planificación o turno transitorio es de 30 años, un ciclo de producción consta de tres subciclos (plantación más dos rebotes) en ambas calidades de estación, y el turno o edad de corta óptima es igual a 15 años en todos los subciclos.

Tabla 4.1. Volúmenes de corta durante un ciclo de producción completo una vez finalizado el horizonte de planificación en el Caso de estudio 1

Bloque [39.1]
$V_{31} = 424 \cdot A_{1,0,15,31} + 480,5 \cdot A_{1,1,15,31} + 424 \cdot A_{1,2,15,31} + 284 \cdot A_{2,0,15,31} + 355 \cdot A_{2,1,15,31} + 284 \cdot A_{2,2,15,31}$
$V_{32} = 424 \cdot A_{1,0,14,31} + 480,5 \cdot A_{1,1,14,31} + 424 \cdot A_{1,2,14,31} + 284 \cdot A_{2,0,14,31} + 355 \cdot A_{2,1,14,31} + 284 \cdot A_{2,2,14,31}$
$V_{33} = 424 \cdot A_{1,0,13,31} + 480,5 \cdot A_{1,1,13,31} + 424 \cdot A_{1,2,13,31} + 284 \cdot A_{2,0,13,31} + 355 \cdot A_{2,1,13,31} + 284 \cdot A_{2,2,13,31}$
⋮
$V_{43} = 424 \cdot A_{1,0,3,31} + 480,5 \cdot A_{1,1,3,31} + 424 \cdot A_{1,2,3,31} + 284 \cdot A_{2,0,3,31} + 355 \cdot A_{2,1,3,31} + 284 \cdot A_{2,2,3,31}$
$V_{44} = 424 \cdot A_{1,0,2,31} + 480,5 \cdot A_{1,1,2,31} + 424 \cdot A_{1,2,2,31} + 284 \cdot A_{2,0,2,31} + 355 \cdot A_{2,1,2,31} + 284 \cdot A_{2,2,2,31}$
$V_{45} = 424 \cdot A_{1,0,1,31} + 480,5 \cdot A_{1,1,1,31} + 424 \cdot A_{1,2,1,31} + 284 \cdot A_{2,0,1,31} + 355 \cdot A_{2,1,1,31} + 284 \cdot A_{2,2,1,31}$

Bloque [39.2]

$$V_{46} = 480,5 \cdot A_{1,0,15,31} + 424 \cdot A_{1,1,15,31} + 424 \cdot A_{1,2,15,31} + 355 \cdot A_{2,0,15,31} + 284 \cdot A_{2,1,15,31} + 284 \cdot A_{2,2,15,31}$$

$$V_{47} = 480,5 \cdot A_{1,0,14,31} + 424 \cdot A_{1,1,14,31} + 424 \cdot A_{1,2,14,31} + 355 \cdot A_{2,0,14,31} + 284 \cdot A_{2,1,14,31} + 284 \cdot A_{2,2,14,31}$$

$$V_{48} = 480,5 \cdot A_{1,0,13,31} + 424 \cdot A_{1,1,13,31} + 424 \cdot A_{1,2,13,31} + 355 \cdot A_{2,0,13,31} + 284 \cdot A_{2,1,13,31} + 284 \cdot A_{2,2,13,31}$$

⋮

$$V_{58} = 480,5 \cdot A_{1,0,3,31} + 424 \cdot A_{1,1,3,31} + 424 \cdot A_{1,2,3,31} + 355 \cdot A_{2,0,3,31} + 284 \cdot A_{2,1,3,31} + 284 \cdot A_{2,2,3,31}$$

$$V_{59} = 480,5 \cdot A_{1,0,2,31} + 424 \cdot A_{1,1,2,31} + 424 \cdot A_{1,2,2,31} + 355 \cdot A_{2,0,2,31} + 284 \cdot A_{2,1,2,31} + 284 \cdot A_{2,2,2,31}$$

$$V_{60} = 480,5 \cdot A_{1,0,1,31} + 424 \cdot A_{1,1,1,31} + 424 \cdot A_{1,2,1,31} + 355 \cdot A_{2,0,1,31} + 284 \cdot A_{2,1,1,31} + 284 \cdot A_{2,2,1,31}$$

Bloque [39.3]

$$V_{61} = 424 \cdot A_{1,0,15,31} + 424 \cdot A_{1,1,15,31} + 480,5 \cdot A_{1,2,15,31} + 284 \cdot A_{2,0,15,31} + 284 \cdot A_{2,1,15,31} + 355 \cdot A_{2,2,15,31}$$

$$V_{62} = 424 \cdot A_{1,0,14,31} + 424 \cdot A_{1,1,14,31} + 480,5 \cdot A_{1,2,14,31} + 284 \cdot A_{2,0,14,31} + 284 \cdot A_{2,1,14,31} + 355 \cdot A_{2,2,14,31}$$

$$V_{63} = 424 \cdot A_{1,0,13,31} + 424 \cdot A_{1,1,13,31} + 480,5 \cdot A_{1,2,13,31} + 284 \cdot A_{2,0,13,31} + 284 \cdot A_{2,1,13,31} + 355 \cdot A_{2,2,13,31}$$

⋮

$$V_{73} = 424 \cdot A_{1,0,3,31} + 424 \cdot A_{1,1,3,31} + 480,5 \cdot A_{1,2,3,31} + 284 \cdot A_{2,0,3,31} + 284 \cdot A_{2,1,3,31} + 355 \cdot A_{2,2,3,31}$$

$$V_{74} = 424 \cdot A_{1,0,2,31} + 424 \cdot A_{1,1,2,31} + 480,5 \cdot A_{1,2,2,31} + 284 \cdot A_{2,0,2,31} + 284 \cdot A_{2,1,2,31} + 355 \cdot A_{2,2,2,31}$$

$$V_{75} = 424 \cdot A_{1,0,1,31} + 424 \cdot A_{1,1,1,31} + 480,5 \cdot A_{1,2,1,31} + 284 \cdot A_{2,0,1,31} + 284 \cdot A_{2,1,1,31} + 355 \cdot A_{2,2,1,31}$$

En la primera identidad contable del bloque [39.1] se observa que el volumen de corta total en el año 31 provendrá de la corta de las superficies de cualquier calidad y rebrote que hayan alcanzado el turno (15 años). En el año 32, el volumen de corta total provendrá de la corta de las superficies que hayan alcanzado el turno, las cuales tenían 14 años en el año 31, una vez finalizado el horizonte de planificación. En el año 33, el volumen de corta total resultará de la corta de las superficies que hayan alcanzado el turno, las cuales tenían 13 años en el año 31, y así sucesivamente. Por otra parte, es interesante observar que para cada calidad de estación y rebrote los coeficientes (volúmenes unitarios) de las variables A_{ijkq+1} son invariables dentro de cada subciclo, independientemente del valor de k (k denota la edad de la masa en el año 31), dado que las superficies denotadas por A_{ijkq+1} se cortan a la edad del turno, T . Sin embargo, dentro de cada calidad, los coeficientes de volumen de las variables A_{ijkq+1} se intercambian

entre rebrotes consecutivos al pasar del bloque [39.1], correspondiente al primer subciclo tras el turno transitorio, al bloque [39.2], correspondiente al segundo subciclo, el comprendido entre los años 46 ($q+1+T$) y 60 ($q+2\cdot T$). Y, del mismo modo, dichos coeficientes de volumen vuelven a intercambiarse entre rebrotes consecutivos al pasar del bloque [39.2] al bloque [39.3], correspondiente al tercer subciclo, comprendido entre los años 61 ($q+2\cdot T+1$) y 75 ($q+3\cdot T$). Por ejemplo, el coeficiente de volumen que acompaña a la variable $A_{1,0,15,31}$ es 424 en el año $t=31$, mientras que pasa a ser 480,5 en el año $t=46$ (15 años después), y vuelve a tomar el valor 424 en el año $t=61$, 15 años después, ya que durante el tercer subciclo asumimos la misma producción que durante el primero. De esta manera, aunque el subíndice j no varía en la variable $A_{1,0,15,31}$, esta variable representa la superficie total de rebrote 0 y 15 años de edad existente en el año 31, pero también representa la superficie total a la edad del turno de rebrote 1 en el año 46, y la superficie total de rebrote 2 a la edad del turno en el año 61. Esta es la manera mediante la que se maneja la variación de la productividad de una hectárea entre los sucesivos rebrotes del monte bajo. Finalmente, mediante la formulación de dichas identidades contables del volumen de corta para un ciclo de producción completo tras el horizonte de planificación se asegura un estado de equilibrio estacionario a perpetuidad.

4.2. Metodología para la evaluación de la sostenibilidad de distintas alternativas de gestión

Para cumplir el segundo objetivo, en primer lugar se realizaron varias modificaciones (mejoras) en el Modelo 2 y se incorporaron distintos indicadores de sostenibilidad, obteniéndose el Modelo 3. A continuación, se desarrolló un programa en Java 1.5.0 (Sun Microsystems, 2004) con el fin de generar las ecuaciones del nuevo modelo para diferentes funciones objetivo y distintos valores del número de subciclos, del turno en cada subciclo y de la duración del horizonte de planificación. El código del programa se recoge en el Anexo 3. Seguidamente, los modelos se resolvieron con el *software* LINGO 13.0 (Lindo Systems, 2012), obteniéndose así distintas alternativas de gestión de las plantaciones de eucalipto. Finalmente, dichas alternativas se jerarquizaron en función del valor tomado por un índice de sostenibilidad global, obteniendo distintos rankings de las mismas mediante el procedimiento propuesto por Diaz-Balteiro y Romero (2004a,b). La Figura 4.4 esquematiza la metodología propuesta. Para aplicar este segundo objetivo se eligió el Caso de estudio 2, consistente en una

plantación de *Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata* de 166,6 hectáreas localizada en la provincia de Lugo.

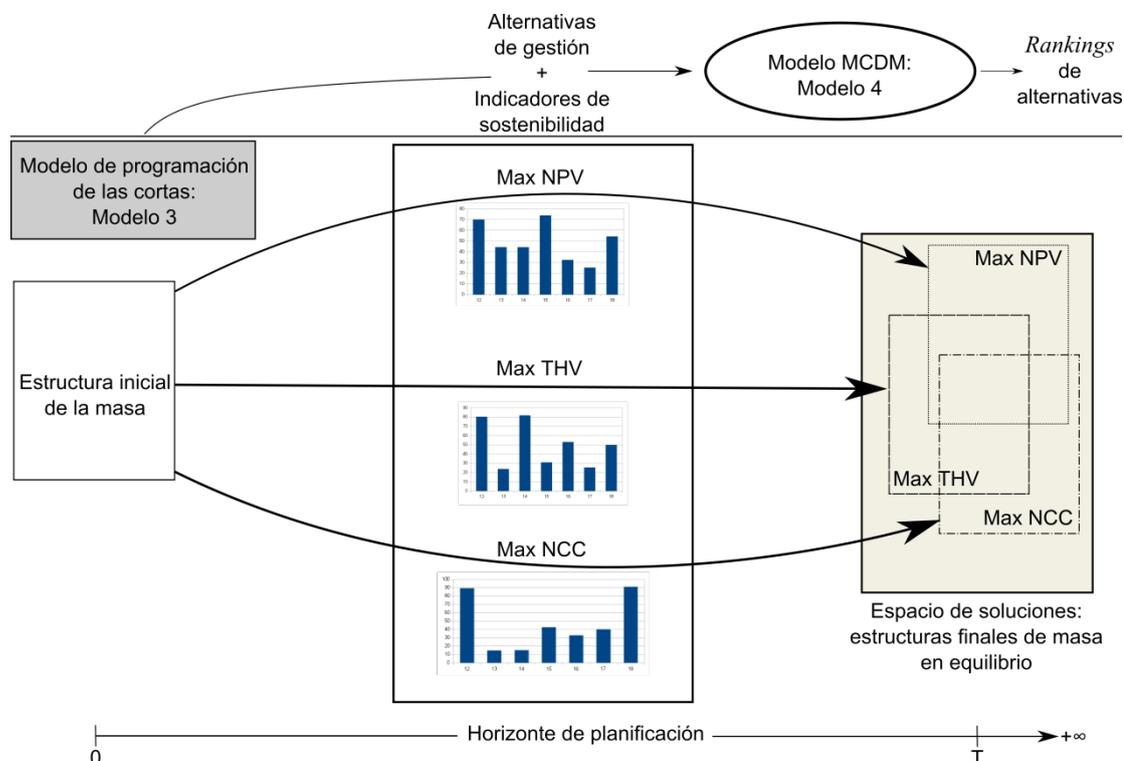


Figura 4.4. Metodología para evaluar la sostenibilidad de la gestión en las plantaciones de eucalipto.

Al igual que el Modelo 2, del cual se deriva, el Modelo 3 constituye un modelo de planificación estratégica, con variables de decisión continuas, aunque con el fin de localizar las cortas de un modo más preciso, en primer lugar se redefinió el subíndice i , que en el Modelo 3 denotará el rodal de actuación en lugar de la calidad de estación, como ocurría en los Modelos 1 y 2. Así, en el Modelo 3 la calidad de estación será una propiedad intrínseca de cada rodal, condicionando su productividad. En segundo lugar, para simplificar y mejorar la formulación del Modelo 2 se redefinieron las variables de decisión: x_{ijkt} e y_{ijkt} . Así, en los Modelos 1 y 2, las variables x_{ijkt} denotaban dos actuaciones diferentes dependiendo de si la masa se encontraba en el último turno de aprovechamiento o rebrote ($j = n(i)$) o en uno anterior ($j < n(i)$): si la masa se encontraba en el último rebrote, entonces la variable de decisión ($x_{in(i)kt}$) contemplaba el destocado y establecimiento de una nueva masa mediante

plantación tras la corta, y si la masa se encontraba en un rebrote anterior, entonces la variable contemplaba la regeneración vegetativa de la masa tras la corta (a partir del rebrote de las cepas). De esta forma, la actuación de destocoado más plantación podía darse con dos variables de corta distintas: las variables $x_{in(i)kt}$ y las variables y_{ijkt} , por lo que estas últimas quedaban entonces solamente definidas para valores de $j < n(i)$ ($y_{in(i)kt} = 0 \quad \forall i, k, t$). Así pues, para que la formulación resulte más clara en el Modelo 3, las variables de decisión se definirán de manera que las variables x_{ijkt} siempre supongan la regeneración vegetativa de la masa tras la corta, quedando entonces sin definir para el último rebrote, mientras que las variables y_{ijkt} siempre conllevarán el destocoado y plantación tras la corta. En tercer lugar, se propuso una nueva formulación para forzar la condición de rendimiento en volumen constante una vez finalizado el horizonte de planificación. Así, se reformularon las identidades contables de los volúmenes de corta tras el horizonte de planificación, definiendo para ello nuevas variables que denotaban la superficie existente de cada calidad, rebrote y edad cada año una vez finalizado el horizonte, en función de las superficies existentes en el último año del horizonte de planificación. De este modo, las ecuaciones [39.1], [39.2],..., [39.n+1] del Modelo 2 fueron sustituidas en el Modelo 3 por las ecuaciones [41.2], [41.3], [41.4] y [41.5], de estructura mucho más sencilla. Este punto vuelve a tratarse más adelante, al explicar con más detalle las ecuaciones del Modelo 3. En cuarto lugar, se añadió una nueva meta al Modelo 3 (meta [43]) para equilibrar en la medida de lo posible el rendimiento en volumen antes y después del horizonte de planificación. Así, si solo se incluyeran, como en el Modelo 2, las metas de igualdad de los volúmenes de corta durante el horizonte de planificación, por un lado, y una vez finalizado el mismo, por otro, sería posible conseguir un flujo de madera constante durante ambos lapsos de tiempo, pero que dichos flujos fueran muy diferentes entre sí. Por último, en el Modelo 3 también se incluyó una restricción (ecuación [49]) para imponer que las superficies existentes de cada calidad, rebrote y edad una vez concluido el horizonte de planificación fueran mayores o iguales que la superficie mínima de corta, dado que finalizado el horizonte de planificación dichas superficies serán las superficies de corta cuando alcancen la edad del turno. En los Modelos 1 y 2 solamente se imponía dicha condición a las superficies de corta (variables de decisión), por lo que podía ocurrir que las superficies existentes de cada calidad, rebrote y edad al final de horizonte de planificación fueran menores que el valor mínimo necesario para hacer rentable su corta, dado que dichas superficies resultan de sustraer las superficies de corta a las superficies existentes en cada momento.

En cuanto a los indicadores de sostenibilidad económica, social y ambiental de las alternativas de gestión durante el horizonte de planificación, en principio se consideró una amplia lista, si bien algunos como el consumo de agua de las masas o el riesgo de incendios no se consideraron finalmente debido a la dificultad de calcularlos para las distintas alternativas de gestión a partir de los valores tomados por las variables de decisión. Así pues, los indicadores que se consideraron finalmente fueron el valor actual neto de las cortas o NPV (*Net Present Value*), el volumen total de las cortas o THV (*Total Harvest Volume*), el carbono neto capturado o NCC (*Net Carbon Captured*), el equilibrio o uniformidad de los volúmenes de corta de períodos consecutivos, EFT (*Even Flow of Timber*), la razón o cociente del volumen de corta y el crecimiento de la masa o THV/G (*Timber Harvest Volume/Growth*) y la superficie de corta media o MHA (*Mean Harvest Area*).

El NPV y el THV son indicadores de sostenibilidad económica, dado que ambos cuantifican la rentabilidad de los aprovechamientos madereros en términos monetarios (euros) y en términos físicos (metros cúbicos), siendo del tipo “cuanto más, mejor”. El NCC es un indicador medioambiental del tipo “cuanto más, mejor”, y se calcula a partir de los volúmenes en pie (existencias) y de coeficientes de densidad y contenido de carbono de la madera. Con respecto al cociente THV/G y al EFT, ambos responden a la temprana idea de sostenibilidad forestal basada en el rendimiento sostenido de madera para el uso o beneficio de las generaciones actuales y futuras (Binkley y Stape, 2004). El indicador EFT mide indirectamente la regularidad de los volúmenes de corta, dado que es igual a la suma de las variables de desviación positivas y negativas (ambas no deseadas) de las metas que expresan la igualdad de los volúmenes de corta de períodos consecutivos. Es, por tanto, un indicador del tipo “cuanto menos, mejor”. A una escala espacial mayor que la del caso de estudio (a escala comarcal o de grupo de montes), la regularidad de los volúmenes de corta garantiza la persistencia de las industrias forestales y la vinculación con el monte de mano de obra especializada. Sin embargo, dada la reducida superficie del monte objeto de estudio, en esta tesis este indicador puede considerarse como un indicador económico relacionado directamente con la regularidad de los flujos de caja anuales que recibe el propietario del monte. En cuanto al indicador THV/G, indica si las cortas exceden o no la tasa de crecimiento de la masa, asumiéndose que la extracción de madera no debería superar la tasa de renovación del recurso para que la gestión sea sostenible. El crecimiento de la masa durante el horizonte de planificación se calculó mediante la expresión $G = THV + (SV_T - SV_1)$, esto es, sumándole al volumen total de corta la diferencia entre las existencias finales (SV_T o “*Standing Volume*”).

en el período T) y las existencias iniciales (SV_1 o “*Standing Volume* en el período 1”). Por último, el MHA es un indicador relacionado con el impacto visual o paisajístico, implicando consideraciones sociales, y dado que en el caso de estudio la propiedad podría tener prohibidas las cortas a hecho si el impacto visual fuera alto se consideró un indicador de tipo “cuanto menos, mejor”.

Por último, el Modelo 3 contempla también el incremento de la superficie de eucalipto durante el horizonte de planificación mediante el cambio de especie en los rodales de *Pinus radiata*, modelizando de esta manera los objetivos fijados en el vigente Proyecto de ordenación del monte Coroa, que constituye el Caso de estudio 2.

4.2.1. Modelo para la evaluación de la sostenibilidad de distintas alternativas de gestión:

Modelo 3

$$Max \begin{cases} NPV \\ THV \\ NCC \end{cases} \quad [40]$$

sujeto a:

$$V_t - V_{t+1} = 0 \quad t = T + 1, \dots, T + R_0^* + R_1^* + \dots + R_j^* \quad [41.1]$$

$$V_t = \sum_i \sum_j V_{ijR_j^*} E_{ijR_j^*t} \quad t = T + 1, \dots, T + R_0^* + R_1^* + \dots + R_j^* \quad [41.2]$$

$$E_{i01t} = E_{iJR_j^*t-1} \quad \forall i, t = T + 1, \dots, T + R_0^* + R_1^* + \dots + R_j^* \quad [41.3]$$

$$E_{ij1t} = E_{ij-1R_j^*t-1} \quad \forall i, j \neq 0, t = T + 1, \dots, T + R_0^* + R_1^* + \dots + R_j^* \quad [41.4]$$

$$E_{ijk1t} = E_{ijk-1t-1} \quad \forall i, j; 1 < k \leq R_j^* \quad [41.5]$$

$$t = T + 1, \dots, T + R_0^* + R_1^* + \dots + R_j^*$$

$$V_t - V_{t+1} + n_t - p_t = 0 \quad t = 1, \dots, T - 1 \quad [42]$$

$$V_T - V_{T+1} + n_T - p_T = 0 \quad [43]$$

$$\sum_{\forall k} \sum_{\forall t} z_{ikt} = P_{ik1} \quad \forall i \in \Omega_p, k \quad [44]$$

$$E_{ijk1} = E_{ijk1}^0 \quad \forall i \in \Omega_E; \forall j, k \quad [45.1]$$

$$P_{ik1} = P_{ik1}^0 \quad \forall i \in \Omega_p; \forall j, k \quad [45.2]$$

$$E_{i01t} = \sum_{\forall j} \sum_{\forall k} y_{ijkt-1} \quad \forall i \in \Omega_E; t = 2, \dots, T + 1 \quad [46.1]$$

$$E_{i01t} = \sum_{\forall k} z_{ikt-1} + \sum_{\forall j} \sum_{\forall k} y_{ijk t-1} \quad \forall i \in \Omega_{\mathbf{p}}; t = 2, \dots, T+1 \quad [46.2]$$

$$E_{ij1t} = \sum_{\forall k} x_{ij-1kt-1} \quad \forall i, j \neq 0; t = 2, \dots, T+1 \quad [46.3]$$

$$E_{ijk t} = E_{ijk-1t-1} - x_{ijk-1t-1} - y_{ijk-1t-1} \quad \forall i, j, k > 1; t = 2, \dots, T+1 \quad [46.4]$$

$$P_{ikt} = P_{ik-1t-1} - z_{ik-1t-1} \quad \forall i \in \Omega_{\mathbf{p}}; \forall k > 1; t = 2, \dots, T+1 \quad [46.5]$$

$$x_{ijk t} + y_{ijk t} \leq E_{ijk t} \quad \forall i, j, k; t = 1, \dots, T \quad [47.1]$$

$$z_{ikt} \leq P_{ikt} \quad \forall i \in \Omega_{\mathbf{p}}; \forall k; t = 1, \dots, T \quad [47.2]$$

$$x_{ijk t} - au_{ijk t} \geq 0 \wedge x_{ijk t} - Au_{ijk t} \leq 0 \quad \forall i, j, k; t = 1, \dots, T \quad [48.1]$$

$$y_{ijk t} - av_{ijk t} \geq 0 \wedge y_{ijk t} - Av_{ijk t} \leq 0 \quad \forall i, j, k; t = 1, \dots, T \quad [48.2]$$

$$z_{ikt} - aw_{ikt} \geq 0 \wedge z_{ikt} - Aw_{ikt} \leq 0 \quad \forall i \in \Omega_{\mathbf{p}}; \forall k; t = 1, \dots, T \quad [48.3]$$

$$E_{ijk T+1} - as_{ijk} \geq 0 \wedge E_{ijk T+1} - As_{ijk} \leq 0 \quad \forall i, j; 1 \leq k \leq R_{\mathbf{E}}^* \quad [49]$$

$$x_{ijk t} = 0 \quad \forall i, j; k < r_{\mathbf{E}} \wedge k > R_{\mathbf{E}}; \forall t \quad [50.1]$$

$$y_{ijk t} = 0 \quad \forall i, j; k < r_{\mathbf{E}} \wedge k > R_{\mathbf{E}}; \forall t \quad [50.2]$$

$$z_{ikt} = 0 \quad \forall i \in \Omega_{\mathbf{p}}; k < r_{\mathbf{p}} \wedge k > R_{\mathbf{p}}; \forall t \quad [50.3]$$

$$E_{ijk t} = E_{ijk-1t-1} - x_{ijk-1t-1} - y_{ijk-1t-1} = 0 \quad \forall i, j; k > R_{\mathbf{E}}; t = 2, \dots, T \quad [51.1]$$

$$P_{ikt} = P_{ik-1t-1} - z_{ik-1t-1} = 0 \quad \forall i \in \Omega_{\mathbf{p}}; k > R_{\mathbf{p}}; t = 2, \dots, T \quad [51.2]$$

$$E_{ijk T+1} = E_{ijk-1T} - x_{ijk-1T} - y_{ijk-1T} = 0 \quad \forall i, j; k > R_{\mathbf{E}}^* \quad [52]$$

$$V_t = \sum_{i \in \Omega_{\mathbf{E}}} \sum_{\forall j} \sum_{\forall k} V_{ijk} (x_{ijk t} + y_{ijk t}) + \sum_{i \in \Omega_{\mathbf{p}}} \sum_k V_{ik} z_{ikt} \quad t = 1, \dots, T \quad [53.1]$$

$$SV_t = \sum_{\forall i} \sum_{\forall j} \sum_{\forall k} V_{ijk} E_{ijk t} + \sum_{i \in \Omega_{\mathbf{p}}} \sum_{\forall k} V_{ik} P_{ikt} \quad t = 1, \dots, T \quad [53.2]$$

$$A_t = \sum_{i \in \Omega_{\mathbf{E}}} \sum_{\forall j} \sum_{\forall k} (x_{ijk t} + y_{ijk t}) + \sum_{i \in \Omega_{\mathbf{p}}} \sum_k z_{ikt} \quad t = 1, \dots, T \quad [53.3]$$

$$NPV = \sum_{\forall i} \sum_{j=0}^{J-1} \sum_{\forall k} \sum_{t=1}^T NPV_{ijk t} x_{ijk t} + \sum_{\forall i} \sum_{\forall j} \sum_{\forall k} \sum_{t=1}^T NPV_{ijk t} y_{ijk t} + \sum_{i \in \Omega_{\mathbf{p}}} \sum_{\forall k} \sum_{t=1}^T NPV_{ikt} z_{ikt} \quad [54.1]$$

$$THV = \sum_{t=1}^T V_t \quad [54.2]$$

$$NCC = 0.71 \sum_{t=1}^T SV_t \quad [54.3]$$

$$EFT = \sum_{t=1}^T (n_t + p_t) \quad [54.4]$$

$$THV / G = THV / (THV + SV_T - SV_1) \quad [54.5]$$

$$MHA = \sum_{t=1}^T A_t / T \quad [54.6]$$

$$x_{ijk_t}, y_{ijk_t}, z_{ikt} \geq 0 \quad \forall i, j, k, t \quad [55.1]$$

$$u_{ijk_t}, v_{ijk_t}, w_{ikt}, s_{ijk} \in \{0,1\} \quad \forall i, j, k, t \quad [55.2]$$

donde:

- Ω_E = Conjunto inicial de rodales de eucalipto blanco.
- Ω_p = Conjunto inicial de rodales de pino de Monterrey.
- i = Rodal.
- j = Subciclo de aprovechamiento; $j = 0, 1, \dots, J$, de modo que J es el número de rebrotes objeto de aprovechamiento que comprende un ciclo de producción completo y $1 + J$ es el número total de subciclos de aprovechamiento en un ciclo completo.
- k = Edad del rodal.
- r_E y R_E = Edades de corta mínima y máxima, respectivamente, de las masas de eucalipto durante el horizonte de planificación.
- r_p y R_p = Edades de corta mínima y máxima, respectivamente, de las masas de pino durante el horizonte de planificación.
- R_j^* = Turno o edad de corta óptima “final” (tras el horizonte de planificación) de una masa de eucalipto en el subciclo j .
- t = Período de tiempo.
- T = Duración del horizonte de planificación.
- a = Superficie mínima de corta en caso de que exista la corta.

-
- A = Superficie total de la plantación.
 - V_{ijk} = Volumen de madera unitario (por hectárea) del rodal de eucalipto i , en el subciclo j , con edad k .
 - V_{ik} = Volumen de madera unitario del rodal de pino i con edad k .
 - NPV_{ijkt} = Valor actual neto de la corta de una hectárea del rodal de eucalipto i , en el subciclo j , con edad k , en el período t .
 - NPV_{ikt} = Valor actual neto de la corta de una hectárea del rodal de pino i , con edad k , en el período t .
 - E_{ijk_t} = Superficie existente en el rodal de eucalipto i , en el subciclo j , con edad k , en el período de tiempo t .
 - P_{ikt} = Superficie existente en el rodal de pino i , con edad k , en el período t .
 - x_{ijk_t} = Superficie cortada y regenerada vegetativamente mediante brote de cepa en el rodal de eucalipto i , en un subciclo $j < J$ (la variable no está definida para el último subciclo de aprovechamiento), con edad k , en el período t .
 - y_{ijk_t} = Superficie cortada, destocoada y plantada de nuevo con eucalipto en el rodal de eucalipto i , en el subciclo j ($j = 0, 1, \dots, J$), con edad k , en el período t .
 - z_{ikt} = Superficie cortada y plantada con eucalipto en el rodal de pino i , con edad k , en el período de tiempo t .
 - u_{ijk_t} , v_{ijk_t} , w_{ikt} y s_{ijk} = Variables binarias necesarias para forzar que las variables x_{ijk_t} , y_{ijk_t} , z_{ikt} y $E_{ijk_{T+1}}$, respectivamente, tomen un valor mayor o igual que a , en caso de ser positivas.
 - n_t y p_t = Variables de desviación negativa y positiva, respectivamente, en las metas [(42)] y [(43)].
 - V_t = Volumen total de las cortas en el período t .
-

- SV_t = Volumen total en pie en el período t .
- A_t = Superficie total de las cortas en el período t .
- NPV = Valor actual neto de las cortas realizadas durante el horizonte de planificación.
- THV = Volumen total de las cortas durante el horizonte de planificación.
- NCC = Carbono neto capturado durante el horizonte de planificación.
- EFT = Indicador de la uniformidad de los volúmenes de corta durante el horizonte de planificación.
- THV/G = Razón del volumen de corta y el crecimiento en volumen de las masas durante el horizonte de planificación.
- MHA = Superficie media de las cortas durante el horizonte de planificación.

Como ya se ha comentado anteriormente, con el fin de generar distintas alternativas de gestión, la ecuación [40] contempla tres posibles funciones objetivo: maximizar el valor actual neto, maximizar el volumen total de corta o maximizar el carbono neto capturado.

El bloque [41] supone la consecución de la condición de rendimiento en volumen constante de manera indefinida una vez finalizado el horizonte de planificación. Para ello, las ecuaciones [41.1] imponen la igualdad de los volúmenes de corta de períodos consecutivos desde el período o año $t = T + 1$ hasta el año $t = T + R_0^* + R_1^* + \dots + R_J^*$, esto es, durante un ciclo de producción completo una vez concluido el horizonte de planificación. A su vez, las ecuaciones [41.2] sirven para computar los volúmenes de corta de dichos períodos, teniendo en cuenta que solo se cortarán las masas que en cada rodal y subciclo hayan alcanzado el turno, mientras que las ecuaciones [41.3] a [41.5] expresan los sucesivos inventarios de las superficies de eucalipto durante el ciclo de producción completo. Así, el bloque [41.3] recoge que, en un período t , las superficies de eucalipto en el subciclo 0 y un año de edad serán las que en el período anterior se encontraban en el último subciclo (J) y alcanzaron el turno (R_J^*), por lo que se cortaron, destocaron y replantaron. El bloque [41.4] expresa que, en un período t , las superficies de eucalipto en un subciclo distinto del primero y de un año de edad

serán las mismas que en el período anterior alcanzaron el turno correspondiente en el subciclo anterior (turno R_{j-1}^* del subciclo $j-1$), por lo que se cortaron y regeneraron vegetativamente. Y, por último, el bloque [41.5] indica que, en un período t , las superficies de eucalipto en un subciclo cualquiera y con una edad superior a un año e inferior o igual al turno correspondiente serán las que se encontraban en el mismo subciclo y con un año menos ($k-1$) en el período anterior ($t-1$). De esta manera, se formula de forma más eficiente la condición de rendimiento en volumen de madera constante a perpetuidad una vez transcurrido el horizonte de planificación. Esto es, las ecuaciones [41.1] a [41.5] constituyen una formulación alternativa a la de los bloques [38] a [39.n+1] del Modelo 2, de estructura más compleja. La mayor sencillez del Modelo 3 se debe a que en este se han definido explícitamente las superficies de eucalipto en cada subciclo y edad durante un ciclo de producción completo a partir del año $t=T+1$, mientras que en el Modelo 2 dichas superficies se expresaban en función de las existentes al finalizar el horizonte de planificación.

Al igual que la meta de segunda prioridad en los Modelos 1 y 2, el bloque [42] persigue la obtención, en la medida de lo posible, de un rendimiento constante en volumen de madera durante el horizonte de planificación mediante las metas de igualdad de los volúmenes de corta consecutivos durante dicho horizonte, volúmenes que se computan mediante el bloque [53.1] de identidades contables. De esta manera, como ya se indicó en los Modelos 1 y 2, el Modelo 3 también persigue el mismo objetivo que los métodos de distribución combinada. Sin embargo, en el Modelo 3 se ha incluido, además, la meta [43], que persigue equilibrar en la medida de lo posible el rendimiento en volumen antes y después del horizonte de planificación. Si no se incluyera esta meta, sería posible conseguir un flujo de madera constante durante el horizonte de planificación y otro flujo constante una vez finalizado el mismo, pero muy distintos entre sí.

Por último, en cuanto a metas u objetivos se refiere, para cumplir el objetivo de sustitución del pino de Monterrey por eucalipto formulado en el Proyecto de Ordenación vigente del monte Coroa (Apartado 3.2 de esta tesis), en el Modelo 3 se incluye la ecuación [44], que fuerza el cambio de especie en los rodales de pino de Monterrey durante el horizonte de planificación, ya que expresa que la suma de las superficies de pino cortadas y plantadas con eucalipto durante el horizonte de planificación debe ser igual a la superficie de pino inicialmente existente.

El bloque [45] define la situación inicial del monte o plantación, indicando la superficie de cada rodal de eucalipto, el subciclo en que se encuentra y la edad de la masa, y la superficie y edad de cada rodal de pino al inicio del horizonte de planificación (período $t = 1$), el cuales también en este modelo el turno transitorio. Seguidamente, los bloques [46.1] a [46.5] recogen la evolución de la distribución de superficies en cada rodal durante el horizonte de planificación. Así, el bloque [46.1] expresa que, en cada rodal inicial de eucalipto, la superficie en el subciclo o rebrote 0 con un año de edad en un período dado t , desde el período $t = 2$ hasta el período $t = T + 1$, resultará de la corta, destocoñado y replantación de superficies en cualquier subciclo y edad en el período anterior ($t - 1$). Por otra parte, el bloque [46.2] indica que en un rodal inicialmente poblado por pino, y en un período dado t , desde $t = 2$ hasta $t = T + 1$, la superficie de eucalipto en el subciclo 0 con un año de edad provendrá de la corta de pino de cualquier edad y plantación de eucalipto, más la superficie de cualquier subciclo y edad cortada, destocada y replantada en el período $t - 1$ en las zonas previamente transformadas a eucalipto de dicho rodal. El bloque [46.3] expresa que en cualquier rodal la superficie de eucalipto en un subciclo distinto del primero y de un año de edad en un período dado t , entre $t = 2$ y $t = T + 1$, provendrá necesariamente de la corta y regeneración vegetativa en el período anterior ($t - 1$) de las superficies de eucalipto de cualquier edad, en el subciclo anterior. El bloque [46.4] indica que, entre los períodos $t = 2$ y $t = T + 1$, la superficie de eucalipto existente en cualquier subciclo y edad distinta de un año en cualquier rodal será igual a la superficie de eucalipto que existía en el período anterior en el mismo subciclo y un año menor, menos las superficies de iguales características cortadas y/o cortadas, destocadas y replantadas. Por último, el bloque [46.5] controla la evolución de las superficies de pino de edad superior a un año entre los períodos $t = 2$ y $t = T + 1$.

Las ecuaciones [47.1] y [47.2] indican que la superficie de corta debe ser menor o igual que la existente en cada período, mientras que mediante las ecuaciones [48.1] a [48.3] se impone que las cortas, en caso de realizarse, comprendan superficies mayores o iguales que un cierto valor mínimo denotado por a . A tales efectos, y a diferencia de los Modelos 1 y 2, también se han formulado las ecuaciones [49], que de manera análoga obligan a que, en cada rodal, la superficie de las masas de cada subciclo y edad sean mayores o iguales que a una vez finalizado el horizonte de planificación (en el período $t = T + 1$).

Las ecuaciones [50.1], [50.2] y [50.3] imponen unas edades de corta mínima y máxima para las masas de eucalipto y las masas de pino, haciendo nulas las variables de decisión si la edad

de la masa es inferior al valor mínimo o superior al valor máximo especificados. Por otro lado, las ecuaciones [51.1] y [51.2] restringen la edad máxima de las masas de eucalipto y pino durante el horizonte de planificación, de manera que durante el mismo no puedan existir masas de eucalipto con edad superior a R_E , ni masas de pino con edad por encima de R_P . Tras el horizonte de planificación, la edad máxima de las masas queda restringida mediante la ecuación [52], que expresa que en cada subciclo las masas no pueden superar la edad del correspondiente turno (R_j^*).

Finalmente, las ecuaciones [53.1], [53.2] y [53.3] corresponden, respectivamente, a las identidades contables de los volúmenes de corta, volúmenes en pie y superficies de corta durante el horizonte de planificación. A partir de dichos valores, se calculan los indicadores de sostenibilidad considerados (ecuaciones [54.1]-[54.6]). Y por último, las ecuaciones [55.1] expresan la no negatividad de las variables de corta x_{ijk_t} , y_{ijk_t} , y z_{ikt} , mientras que las ecuaciones [55.2] indican que las variables auxiliares u_{ijk_t} , v_{ijk_t} , w_{ikt} y s_{ijk} son binarias.

Una vez formulado el Modelo 3, se generaron distintas alternativas de gestión en función de los siguientes parámetros: i) el número de subciclos de monte bajo objeto de aprovechamiento antes de destocar e iniciar un nuevo ciclo de producción, ii) el turno o edad óptima de corta en cada subciclo, incluido el primero y iii) la función objetivo del modelo. Así, se decidió generar las 18 alternativas de gestión que se recogen en la Tabla 4.2, resultantes de la consideración de uno o dos rebrotes tras el primer subciclo, tres posibles turnos y tres posibles funciones objetivo ($2 \times 3 \times 3 = 18$).

Para generar los modelos de programación matemática correspondientes a dichas alternativas se desarrolló el programa en Java 1.5.0 (Sun Microsystems, 2004) que se recoge en el Anexo 3. La necesidad de desarrollar dicho programa queda explicada por el tamaño de los modelos que habían de resolverse; en todos los casos el número de variables era mayor de 19.000 y el número de restricciones excedía las 23.000.

Tabla 4.2. Alternativas de gestión consideradas en función del número de rebrotes aprovechados, el turno en cada subciclo y la función objetivo.

1C12RNPV	Un rebrote. Turno igual a 12 años. Maximizar el Valor Actual Neto.
1C12RTHV	Un rebrote. Turno igual a 12 años. Maximizar el Volumen total de corta.
1C12RNCC	Un rebrote. Turno igual a 12 años. Maximizar el Carbono neto capturado.
2C12RNPV	Dos rebrotes. Turno igual a 12 años. Maximizar el Valor Actual Neto.
2C12RTHV	Dos rebrotes. Turno igual a 12 años. Maximizar el Volumen total de corta.
2C12RNCC	Dos rebrotes. Turno igual a 12 años. Maximizar el Carbono neto capturado.
1C15RNPV	Un rebrote. Turno igual a 15 años. Maximizar el Valor Actual Neto.
1C15RTHV	Un rebrote. Turno igual a 15 años. Maximizar el Volumen total de corta.
1C15RNCC	Un rebrote. Turno igual a 15 años. Maximizar el Carbono neto capturado.
2C15RNPV	Dos rebrotes. Turno igual a 15 años. Maximizar el Valor Actual Neto.
2C15RTHV	Dos rebrotes. Turno igual a 15 años. Maximizar el Volumen total de corta.
2C15RNCC	Dos rebrotes. Turno igual a 15 años. Maximizar el Carbono neto capturado.
1C18RNPV	Un rebrote. Turno igual a 18 años. Maximizar el Valor Actual Neto.
1C18RTHV	Un rebrote. Turno igual a 18 años. Maximizar el Volumen total de corta.
1C18RNCC	Un rebrote. Turno igual a 18 años. Maximizar el Carbono neto capturado.
2C18RNPV	Dos rebrotes. Turno igual a 18 años. Maximizar el Valor Actual Neto.
2C18RTHV	Dos rebrotes. Turno igual a 18 años. Maximizar el Volumen total de corta.
2C18RNCC	Dos rebrotes. Turno igual a 18 años. Maximizar el Carbono neto capturado.

4.2.2. Modelo de decisión multicriterio para la clasificación de las alternativas de gestión:

Modelo 4

Una vez resueltos los modelos correspondientes a las distintas alternativas de gestión, se aplicó la metodología de Diaz-Balteiro y Romero (2004a) para obtener distintos *rankings* de sostenibilidad de las alternativas de gestión generadas. Así, en primer lugar, se construyó la matriz de indicadores, MI , cuyas filas recogían los valores obtenidos por los seis indicadores de sostenibilidad bajo las alternativas consideradas, de modo que el elemento MI_{ij} era el valor tomado bajo la alternativa i -ésima por el indicador j -ésimo. A continuación, se construyó la matriz de indicadores normalizados, \overline{MI} , cuyos elementos se obtuvieron a partir de los valores ideal (IM_j^*) y anti-ideal (IM_{*j}) de cada indicador como:

$$\overline{MI}_{ij} = \frac{IM_{ij} - IM_{*j}}{IM_j^* - IM_{*j}} \quad \forall i, j \quad [56]$$

De manera análoga, se normalizaron los niveles de aspiración de los indicadores, que fueron fijados en el 70% de los valores ideales de los mismos. Finalmente, para obtener los distintos *rankings* de las alternativas de gestión, se formuló el modelo de programación por metas ampliado (Romero, 2001) recogido en las ecuaciones [57]-[61]:

$$\text{Min}(1 - \lambda)D + \lambda \sum_{j=1}^m \alpha_j n_j \quad [57]$$

sujeto a:

$$\sum_{i=1}^n \bar{R}_{ij} X_i + n_j - p_j = \bar{t}_j \quad j = 1, \dots, m \quad [58]$$

$$\sum_{i=1}^n X_i = 1 \quad [59]$$

$$\alpha_j n_j - D \leq 0 \quad j = 1, \dots, m \quad [60]$$

$$X_i \in \{0,1\}; n_j \geq 0; p_j \geq 0; \lambda \in [0,1] \quad [61]$$

donde:

- i = alternativa de gestión; $i = 1, \dots, n$.
- j = criterio de sostenibilidad; $j = 1, \dots, m$.
- X_i = variable de decisión binaria tal que $X_i = 1$ si la alternativa i es seleccionada y $X_i = 0$ si no lo es.
- \bar{R}_{ij} = valor normalizado tomado por el criterio j bajo la alternativa i .
- \bar{t}_j = nivel de aspiración normalizado del criterio j .
- n_j = variable de desviación negativa.
- p_j = variable de desviación positiva.
- α_j = peso preferencial del criterio j .
- λ = parámetro que puede tomar valores entre 0 y 1, determinando la función de logro del modelo.

- D = máximo valor tomado por las variables de decisión no deseadas o desviación máxima de los valores de los criterios con respecto a sus correspondientes niveles de aspiración.

Como se ha indicado, la función de logro [57] puede adoptar distintas formas en función del valor que se le dé al parámetro λ , cuyo dominio es el intervalo cerrado $[0,1]$ como indica la ecuación [61]. Así, si $\lambda = 1$, la función de logro será $\text{Min} \sum_{j=1}^m \alpha_j n_j$, que expresa la minimización de la suma de las variables de desviación negativas (que cuantifican la falta de logro), no deseadas, de las metas del bloque [58] multiplicadas por sus pesos preferenciales (α_j) asignados a los criterios por el decisor. La solución de dicho modelo se denomina solución de máximo logro agregado (total). Por el contrario, si $\lambda = 0$, la función de logro será $\text{Min}D$, lo que supone la minimización del valor más grande tomado por todas las variables de desviación no deseadas [60], o sea, la minimización de la máxima desviación de los indicadores con respecto a sus niveles de aspiración. Y dicha solución se denomina solución de máximo logro equilibrado o solución de máximo equilibrio. Finalmente, la consideración de valores de λ mayores que 0 y menores que 1 conducen a soluciones de compromiso entre las dos anteriores.

El bloque [58] consta de una meta para cada criterio, y cada meta expresa la posible falta o exceso de logro de la suma de los valores normalizados alcanzados por el criterio considerado bajo cada alternativa de gestión con respecto al nivel de aspiración normalizado correspondiente al criterio. A continuación, la ecuación [59] fuerza la elección de una sola alternativa. En definitiva, para una función de logro dada, el problema consiste en obtener, de entre todas las alternativas consideradas, aquella que minimiza dicha función. Una vez obtenida, el modelo vuelve resolverse previa eliminación de la alternativa ya seleccionada. De este modo iterativo, para cada función de logro fijada se obtiene un *ranking* de las alternativas consideradas.

4.3. Metodología para la incorporación de restricciones hidrológicas en los modelos estratégicos de programación de las cortas

4.3.1. Introducción

El Modelo 5 consiste en la incorporación al Modelo 3 de un bloque de restricciones para considerar aspectos hidrológicos en la sostenibilidad ambiental de las plantaciones de eucalipto. Desde un punto de vista metodológico, cabría preguntarse si procede introducir dichas restricciones en un modelo estratégico, que en definitiva debería servir para programar la secuencia de cortas a largo plazo sin proporcionar una localización espacial detallada. Así, podría plantearse un enfoque jerárquico o secuencia “en cascada” de modelos en la que el modelo estratégico determinara la programación temporal de las cortas y el modelo táctico las localizara espacialmente sujetas a restricciones espaciales adicionales (Jamnick y Walters, 1993; Walters et al., 1999). Sin embargo, las soluciones obtenidas con el modelo estratégico podrían ser incompatibles con el posterior modelo táctico. Así pues, en esta tesis se ha planteado la introducción de las restricciones hidrológicas en el Modelo 3 (modelo estratégico) para contemplar ciertos requerimientos hidrológicos a nivel de rodal que hagan compatibles sus soluciones con un posterior modelo táctico, el cual debería ubicar de manera precisa dichas cortas (Figura 4.5), si bien la formulación del modelo táctico escapa de los objetivos planteados en esta tesis y este planteamiento se expone únicamente desde un punto de vista metodológico.

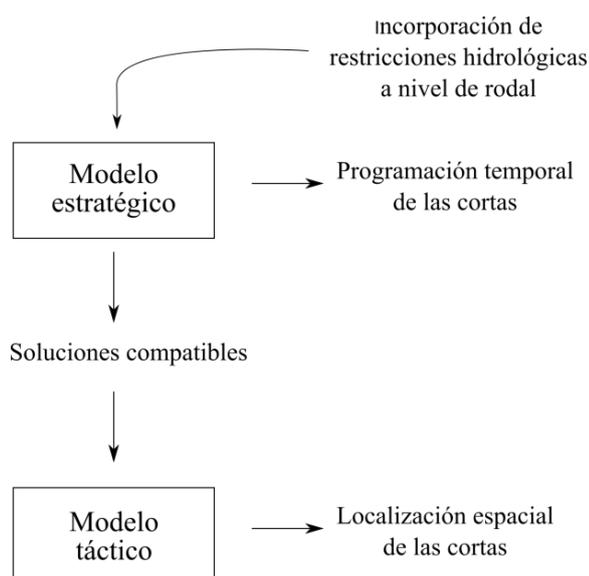


Figura 4.5. Metodología para compatibilizar las soluciones de los modelos estratégico y táctico de planificación de las cortas.

El papel protector de los montes hace referencia, por un lado, a la protección de las fitocenosis y zoocenosis que comprende el sistema, y, por otro, a la protección de los suelos y del régimen hidrológico (Madrigal, 1994). Así, la vegetación tiene una función decisiva en la generación, protección y conservación del suelo, permitiendo la fijación del suelo, el descenso de la evaporación superficial, el aumento del contenido de materia orgánica, etc. Numerosas investigaciones coinciden en señalar que la mejor forma de evitar la degradación y erosión de los suelos es la conservación, restitución o aumento de la cubierta vegetal (Tang et al., 1987; Greenway, 1987; Francis y Thornes, 1990; Rickson, 1990). Así pues, el objetivo de las restricciones hidrológicas es limitar el tamaño de las cortas para reducir el riesgo de erosión y asegurar, así, una mejor calidad del agua, el mantenimiento de la productividad del sistema a largo plazo, etc. En definitiva, se pretende que las variables de decisión x_{ijkt} , y_{ijkt} y z_{ikt} tengan un límite definido para cada rodal en función de sus características topográficas. Para ello, el método propuesto en esta tesis plantea incorporar este tipo de restricciones a partir del análisis de la conectividad hidrológica a nivel de celda mediante un Sistema de Información Geográfica, definiendo para ello el concepto de “vecindario hidrológico” de una celda. En el contexto de esta tesis, se define el vecindario hidrológico de una celda dada como el conjunto de celdas adyacentes que están conectadas hidrológicamente con ella a través de flujos “significativos”, esto es, flujos capaces de desencadenar procesos erosivos al superar un determinado “umbral erosivo” calculado a partir del factor topográfico LS de la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo (USLE). De esta manera, se identifican las celdas que pertenecen al vecindario hidrológico de una celda dada y que, por lo tanto, no conviene cortar a la vez que esta.

Como se ha comentado en los Antecedentes, la idea de limitar el tamaño de las cortas ha sido ampliamente sugerida en el campo de la planificación forestal (Roise, 1990; Trettin, 1994; Weintraub et al. 2000; Schnorbus y Alila, 2004), si bien hasta ahora no se había planteado el concepto de “vecindario hidrológico” de una celda ni se había formulado un conjunto de restricciones hidrológicas a partir del análisis de las direcciones de flujo calculadas para cada celda. Así, el tamaño de las cortas se ha limitado tradicionalmente de una forma poco elaborada, tanto mediante los modelos de “restricción de unidades” (URM) como mediante los modelos de “restricción de superficie” (ARM) (Murray, 1999). En ambos casos, el tamaño de las cortas se establece de una manera arbitraria y se impone impidiendo la corta simultánea de dos unidades adyacentes cualesquiera (URM) o impidiendo la corta de unidades adyacentes durante un mismo período si la superficie total supera el valor máximo permitido

(ARM), sin considerar que la problemática de unos rodales y otros puede ser distinta y sin asumir, al menos en principio, que el límite pueda ser distinto en cada uno de ellos. Así, por lo general, se establece un límite común para todos los rodales, independientemente de sus características fisiográficas, y dicho límite se establece “externamente” (a priori) a través de la opinión de un experto o aplicando recomendaciones generales establecidas en los denominados Manuales de Buenas Prácticas de Gestión (Aust y Blinn, 2004).

Una mejora sencilla de implementar sería establecer un límite diferente para cada uno de los rodales en función de sus características fisiográficas, como por ejemplo su pendiente media. Sin embargo, el método propuesto en esta tesis plantea incorporar este tipo de restricciones a partir del análisis de la conectividad hidrológica a nivel de celda mediante un Sistema de Información Geográfica, definiendo para ello el concepto de vecindario hidrológico de una celda. A diferencia del vecindario espacial, el vecindario hidrológico, tal y como se define en esta tesis, incluye únicamente aquellas celdas adyacentes “conectadas hidrológicamente” con la celda central. Así, mientras el vecindario espacial incluía siempre las ocho celdas vecinas, el vecindario hidrológico podrá incluir un número variable de dichas celdas, dependiendo de la topografía local y, por lo tanto, de la conectividad hidrológica de las celdas (Figura 4.6).

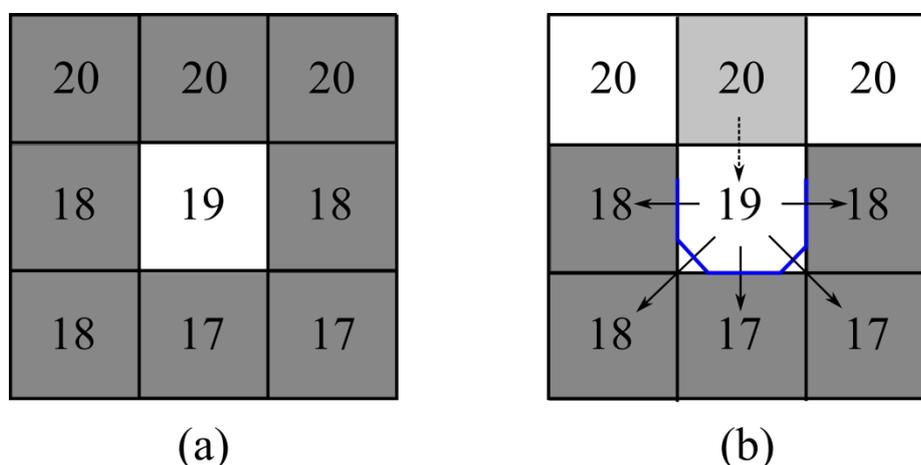


Figura 4.6. Vecindario espacial (a) vs. Vecindario hidrológico (b). El número en cada celda indica la cota en el centro de la misma. Se han diferenciado las celdas aguas arriba (sombreado claro) y las celdas aguas abajo de la celda central (sombreado oscuro) y se han señalado mediante flechas las direcciones que podría seguir el flujo.

Dependiendo de la metodología utilizada, el número de celdas del vecindario hidrológico variará. Es decir, entre el algoritmo D8 (*Deterministic 8*), en el que únicamente se tienen en cuenta las direcciones dominantes de flujo y en el que el vecindario hidrológico puede

reducirse a una o dos celdas –una aguas arriba y otra aguas abajo– (O’Callaghan y Mark, 1984), y los algoritmos de tipo MFD (*Multiple Flow Direction algorithms*), que calculan múltiples direcciones de flujo, en los que el vecindario hidrológico puede llegar a contener las ocho celdas adyacentes (Wolock y McCabe, 1995), existen planteamientos intermedios. Así, para la aplicación práctica en el contexto de esta tesis se ha decidido utilizar una metodología del tipo MFD que reparte el flujo únicamente entre las dos celdas más próximas a la dirección de la máxima pendiente de manera inversamente proporcional al ángulo que separa el vector de unión de la celda y el de la máxima pendiente. De esta manera todo el flujo saliente de una celda se repartirá entre las dos celdas de aguas abajo que más próximas estén a la dirección de la máxima pendiente.

Teniendo en cuenta esto, y analizando en profundidad el comportamiento hidrológico del flujo, se observa que pueden existir celdas pertenecientes al vecindario hidrológico “débilmente conectadas” con la celda central. Para analizar este extremo, se ha utilizado, a modo de umbral, el factor LS calculado como una combinación de la pendiente y la acumulación de flujo (Moore y Burch, 1986), para eliminar o descartar determinadas celdas del vecindario hidrológico. La idea que subyace tras este planteamiento es que aunque dos celdas estén conectadas hidrológicamente (exista una línea de flujo que conecta ambas), la esorrentía circulante puede no ser suficiente para generar problemas erosivos, bien porque la cantidad de flujo es escasa (escasa acumulación de flujo), bien porque la pendiente es pequeña, bien por una combinación de ambos factores. Dicho de otra manera, en esta tesis se asume que los fenómenos erosivos aparecen allí donde estas variables toman valores elevados (fuertes pendientes, gran acumulación de flujo...), y esto ha sido tenido en cuenta en el cálculo del vecindario hidrológico: para que una celda pertenezca al vecindario hidrológico de otra es necesario superar un cierto umbral del parámetro LS a partir del cual se asume que pueden desencadenarse los procesos erosivos (si se dan las condiciones necesarias). La Figura 4.7 ilustra la idea explicada. Las celdas sombreadas tienen valores del factor LS superiores al umbral (y por lo tanto pertenecen al vecindario hidrológico de la celda central), mientras que las celdas conectadas con flechas discontinuas tienen valores inferiores (y por lo tanto no forman parte del vecindario hidrológico).

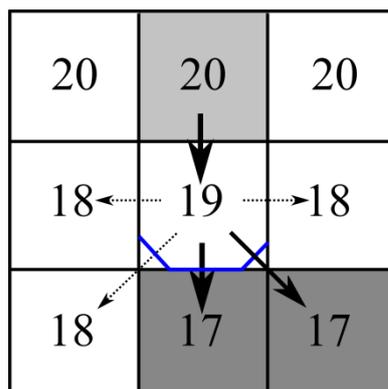


Figura 4.7. Celdas del vecindario hidrológico con una escorrentía suficiente capaz de generar erosión. Las flechas continuas representan flujos significativos, y las discontinuas, flujos poco significativos al no superar el “umbral” del factor LS.

Para la aplicación práctica de esta metodología se ha utilizado un umbral para el factor $LS = 1$, si bien debería realizarse un estudio en profundidad para elegir el valor más adecuado, aunque este análisis se escapa a los objetivos de esta tesis. Así, el programa creado para el cálculo automático del vecindario hidrológico (Anexo 4) permite modificar el umbral del factor LS a utilizar en los cálculos. Es importante destacar que aunque en la bibliografía siempre se habla de “acumulación de flujo” (Moore et al., 1991; Desmet y Govers, 1996; Kinnell, 2005; Boehner y Selige, 2006), lo que realmente calculan los algoritmos es el área vertiente acumulada, y si bien ambas variables deberían estar relacionadas, la acumulación de flujo debe tener en cuenta otros muchos factores, como las precipitaciones ocurridas, la capacidad de infiltración en cada una de las celdas, las condiciones de humedad antecedente, etc.

Por último, para calcular el vecindario hidrológico de cada celda también se ha considerado la existencia de barreras físicas a la escorrentía, en concreto, las que aparecen como consecuencia de la red viaria, pues las cunetas canalizan las escorrentías y rompen la conectividad hidrológica de las celdas que, debido a la disponibilidad de datos, ha sido calculada únicamente a partir de datos topográficos. Así pues, en la metodología propuesta se realizan todos estos cálculos para identificar las celdas que pertenecen al vecindario hidrológico de una celda dada y que por lo tanto no conviene cortar a la vez que esta. Determinado el vecindario hidrológico, se formulan las restricciones hidrológicas que impiden la corta simultánea de celdas conectadas y se incorporan al modelo estratégico de programación de las cortas (Modelo 3). De esta manera, se pretende que las soluciones obtenidas con el modelo sean capaces de reflejar lo que es habitual en la práctica forestal, en

la que está asumido que las cortas deben realizarse según la dirección de la curva de nivel (especialmente en los terrenos con pendiente pronunciada), y no deben realizarse según la máxima pendiente, pues los procesos erosivos que se desencadenarían serían muy dañinos.

En definitiva, el trabajo realizado para la incorporación de este nuevo grupo de restricciones ha consistido en: a) desarrollo de un programa informático en Python 2.7 (Python Software Foundation, 2007) para el análisis de diversas capas *raster* con el fin de determinar el vecindario hidrológico de cada celda y el número de celdas máximo que se podría cortar en cada período sin cortar en el mismo período dos celdas “conectadas” (Anexo 4), y b) formulación de las restricciones a incorporar en el Modelo 3, de programación de las cortas, desarrollado en Java 1.5.0 (Sun Microsystems, 2004) (Anexo 3).

Para determinar el vecindario hidrológico a nivel de celda, en el Sistema de Información Geográfica (QGis 2.6) se parte de las capas de rodajes (con los límites físicos y la red viaria), el Modelo Digital de Elevaciones (con las cotas para cada celda), la acumulación de flujo (con los valores de área acumulada obtenidos a partir de un análisis de las direcciones de flujo) y las orientaciones (con la dirección de la máxima pendiente). Para cada celda se calculan las pendientes a las ocho celdas vecinas y se distribuye el flujo acumulado en dicha celda (calculado previamente utilizando algoritmos del tipo MFD) según lo propuesto por Tarboton (1997): el flujo se reparte entre las dos celdas sobre las que se sitúa el vector que define la dirección de flujo de manera proporcional, teniendo en cuenta el ángulo del vector y el ángulo correspondiente a cada una de las dos celdas, recibiendo más cantidad de flujo la celda más próxima a la máxima pendiente y menos la más alejada de esta. Posteriormente, para cada una de estas dos celdas del vecindario hidrológico se calcula el factor LS (Moore y Burch, 1986), determinando además si existen vías que “corten” el flujo, pues, como se ha dicho, la existencia de este tipo de barreras “separa” celdas que, si sólo se tiene en cuenta el Modelo Digital de Elevaciones, parecería que están conectadas. La fórmula propuesta para el cálculo del factor LS por Moore y Burch (1986) es:

$$LS = 1,4 \cdot \left(\frac{AF}{22,13} \right)^{0,4} \cdot \left(\frac{\text{sen } \beta}{0,0896} \right)^{1,3}, \text{ donde } AF \text{ representa la “acumulación de flujo” y } \beta$$

denota el ángulo de la pendiente.

Una vez realizado el análisis “local” (celda a celda) se realiza un análisis de cada uno de los rodajes, determinando para cada uno de ellos el número de celdas en las que podrían

realizarse cortas finales en un año determinado sin cortar celdas adyacentes desde el punto de vista hidrológico. De este análisis se obtiene además el número mínimo de años necesario para poder cortar un rodal por completo (n_i) y las superficies totales máximas que pueden ser cortadas en n años consecutivos sin incurrir en cortas de celdas adyacentes en ninguno de los años (S_{imm}). A partir de esta información, se formulan las restricciones a incorporar en el modelo de programación de las cortas que deberán limitar año a año la superficie máxima a cortar en cada uno de los rodales.

El procedimiento seguido ha consistido en un método iterativo, en el que se recorre cada uno de los rodales celda a celda. Se elige la celda con un menor número de celdas en su vecindario hidrológico y se incorpora ésta al grupo de celdas que puede cortarse el primer año, impidiendo a su vez la corta durante ese año de todas las celdas de su vecindario; mientras existan celdas disponibles (no bloqueadas para la corta) se sigue con este procedimiento y se continúan agregando unas celdas y bloqueando sus “vecinas” hasta que no existan más celdas disponibles. Cuando se termina con este procedimiento para el primer año se pasa a analizar lo que podría hacerse el año siguiente, analizándose las celdas “bloqueadas” el primer año, siguiendo de la misma manera hasta que todas las celdas han sido cortadas. Así se obtiene el número mínimo de años necesario para cortar todas las celdas de un rodal y la superficie máxima a cortar en cada uno de esos años.

Por último, la información generada se hizo compatible con otras restricciones ya existentes en el Modelo 3. Así, en el Modelo 3 se había establecido, por motivos de rentabilidad del aprovechamiento maderero, una superficie mínima de corta de a hectáreas, lo que se tuvo en cuenta para evitar un problema de inexistencia de soluciones factibles (una variable no podría ser a la vez mayor o igual que a y menor que dicha cantidad). En este caso se hizo prevalecer la restricción de rentabilidad y no se formuló la restricción hidrológica, esto es, no se consideraron cortas por debajo de a hectáreas. Finalmente, dado que en muchos casos la edad inicial de los rodales estaba muy próxima a la edad máxima de corta (muchos de ellos tenían 15 años al inicio del horizonte de planificación), el programa desarrollado ha tenido en cuenta el número de años disponible para cortarlo (R_E – edad inicial del rodal) y el número de años “necesario” para incorporar las restricciones hidrológicas (n_i). En aquellos casos en los que el número de años disponible es menor que n_i se han formulado únicamente las restricciones hidrológicas compatibles, incorporándose el bloque completo de restricciones en las cortas

posteriores. Una vez que se ha asegurado la compatibilidad lógica del problema, estas restricciones se formulan como metas, lo que permite una mayor flexibilidad en la búsqueda de soluciones y se resuelven otras posibles incompatibilidades.

4.3.2. Modelo de división combinada con restricciones hidrológicas: Modelo 5

$$Max \begin{cases} NPV \\ THV \\ NCC \end{cases} \quad [40]$$

sujeto a:

$$S_{it} = \sum_{\forall j} \sum_{\forall k} (x_{ijkt} + y_{ijkt}) \quad i \in \Omega_E; \forall t \quad [62.1]$$

$$S_{it} = \sum_{\forall k} z_{ikt} + \sum_{\forall j} \sum_{\forall k} (x_{ijkt} + y_{ijkt}) \quad i \in \Omega_P; \forall t \quad [62.2]$$

$$S_{it} + nh_{it1} - ph_{it1} \leq \max(S_{im1}, a) \quad \forall i | (E_{ijk1}^0 \geq 2a \vee P_{ik1}^0 \geq 2a); \forall t \quad [63.1]$$

$$S_{it} + S_{it+1} + nh_{it2} - ph_{it2} \leq \max(S_{im2}, a) \quad \forall i | (E_{ijk1}^0 \geq 2a \vee P_{ik1}^0 \geq 2a); \forall t \quad [63.2]$$

•
•
•

$$S_{it} + S_{it+1} + \dots + S_{it+n_i-1} + nh_{im_i} - ph_{im_i} \leq \max(S_{im_i}, a) \quad \forall i | (E_{ijk1}^0 \geq 2a \vee P_{ik1}^0 \geq 2a); \forall t \quad [63.n]$$

Restricciones y metas [41.1]-[55.2] del Modelo 3

donde:

- S_{it} = Superficie total de las cortas en el rodal i durante el período t .
- nh_{im} y ph_{im} = Variables de desviación negativa y positiva, respectivamente, en las metas [63].
- n_i = Número mínimo de años necesario para cortar por completo el rodal i .
- S_{im1} = Superficie máxima a cortar en un año en el rodal i .
- S_{im2} = Superficie máxima a cortar en dos años consecutivos en el rodal i .
- S_{im_i} = Superficie máxima a cortar en n_i años consecutivos en el rodal i .

Las ecuaciones [62.1] y [62.2] son identidades contables para calcular la superficie total de las cortas en cada rodal y año del horizonte de planificación. La ecuación [62.1] indica que, en un rodal de eucalipto y un año dado, la superficie total de las cortas provendrá de la suma de las superficies de cualquier rebrote y edad cortadas y regeneradas vegetativamente (denotadas por las variables x_{ijkt}) y las superficies cortadas, destocadas y replantadas (denotadas por las variables y_{ijkt}). De manera análoga, la ecuación [62.2] indica que, en un rodal de pino y un año dado, la superficie total de las cortas provendrá tanto de las cortas de las masas de pino (denotadas por las variables z_{ikt}) como de las cortas de las masas de eucalipto plantadas en años anteriores en dicho rodal tras las cortas de pino.

La meta [63.1] indica que la superficie a cortar en un rodal cualquiera en cualquier año debe ser menor que el máximo de dos valores: la superficie mínima de corta que asegura la rentabilidad del aprovechamiento maderero (a) y la superficie máxima a cortar en dicho rodal resultante del análisis del vecindario hidrológico (S_{im1}). Como se puede observar, dicha meta solo se formula si la superficie inicial del rodal es mayor o igual que dos veces la superficie mínima de corta, pues en caso contrario el rodal debe cortarse en una única corta (para no violar la superficie mínima de corta). De igual manera, las metas [63.2] a [63.n] establecen que la superficie a cortar en un rodal en n años consecutivos debe estar limitada a partir del análisis hidrológico y de la superficie mínima de corta, de tal manera que la superficie máxima a cortar cada año no pueda ser menor que a . A modo de ejemplo, las metas en el rodal 1 para el caso de la alternativa de gestión correspondiente al aprovechamiento de un único rebrote y 15 años de turno resultaron de la siguiente manera:

$$x_{1,0,15,1} + y_{1,0,15,1} + nh_{111} - ph_{111} \leq 5,92 \quad [63.1]$$

$$x_{1,0,15,1} + y_{1,0,15,1} + x_{1,0,16,2} + y_{1,0,16,2} + nh_{112} - ph_{112} \leq 8,12 \quad [63.2]$$

$$x_{1,0,16,2} + y_{1,0,16,2} + nh_{121} - ph_{121} \leq 5,92 \quad [63.3]$$

$$x_{1,0,16,2} + y_{1,0,16,2} + x_{1,0,17,3} + y_{1,0,17,3} + nh_{122} - ph_{122} \leq 8,12 \quad [63.4]$$

$$x_{1,0,17,3} + y_{1,0,17,3} + nh_{131} - ph_{131} \leq 5,92 \quad [63.5]$$

$$x_{1,0,17,3} + y_{1,0,17,3} + x_{1,0,18,4} + y_{1,0,18,4} + nh_{132} - ph_{132} \leq 8,12 \quad [63.6]$$

$$x_{1,0,18,4} + y_{1,0,18,4} + nh_{141} - ph_{141} \leq 5,92 \quad [63.7]$$

Es decir, del análisis del vecindario hidrológico se obtuvo que la superficie total cortada durante un año cualquiera en el rodal 1 debe ser menor o igual que 5,92 ha, y la superficie total cortada durante dos años consecutivos cualesquiera debe ser menor o igual que 8,12 ha. Así pues, el programa desarrollado tiene en cuenta la edad inicial del rodal y el número de años necesario para realizar las cortas, y determina que estas restricciones pueden imponerse al comienzo del período de planificación.

Por el contrario, para la alternativa de gestión consistente en el aprovechamiento de un único rebrote y un turno de 12 años, la edad inicial del rodal 1 impide imponer estas restricciones al comienzo del período de planificación (al tenerse que cortar todo el rodal 1 durante el primer año) y las restricciones quedarán de la siguiente manera:

$$x_{1,0,9,10} + y_{1,0,9,10} + y_{1,1,9,10} + nh_{1,10,1} - ph_{1,10,1} \leq 5,92 \quad [63.1]$$

$$x_{1,0,9,10} + y_{1,0,9,10} + y_{1,1,9,10} + x_{1,0,10,11} + y_{1,0,10,11} + y_{1,1,10,11} + nh_{1,10,2} - ph_{1,10,2} \leq 8,12 \quad [63.2]$$

$$x_{1,0,10,11} + y_{1,0,10,11} + y_{1,1,10,11} + nh_{1,11,1} - ph_{1,11,1} \leq 5,92 \quad [63.3]$$

$$x_{1,0,10,11} + y_{1,0,10,11} + y_{1,1,10,11} + x_{1,0,11,12} + y_{1,0,11,12} + y_{1,1,11,12} + nh_{1,11,2} - ph_{1,11,2} \leq 8,12 \quad [63.4]$$

$$x_{1,0,11,12} + y_{1,0,11,12} + y_{1,1,11,12} + nh_{1,12,1} - ph_{1,12,1} \leq 5,92 \quad [63.5]$$

$$x_{1,0,11,12} + y_{1,0,11,12} + y_{1,1,11,12} + x_{1,0,12,13} + y_{1,0,12,13} + y_{1,1,12,13} + nh_{1,12,2} - ph_{1,12,2} \leq 8,12 \quad [63.6]$$

$$x_{1,0,12,13} + y_{1,0,12,13} + y_{1,1,12,13} + nh_{1,13,1} - ph_{1,13,1} \leq 5,92 \quad [63.7]$$

$$x_{1,0,12,13} + y_{1,0,12,13} + y_{1,1,12,13} + x_{1,0,13,14} + y_{1,0,13,14} + y_{1,1,13,14} + nh_{1,13,2} - ph_{1,13,2} \leq 8,12 \quad [63.8]$$

$$x_{1,0,13,14} + y_{1,0,13,14} + y_{1,1,13,14} + nh_{1,14,1} - ph_{1,14,1} \leq 5,92 \quad [63.9]$$

$$x_{1,0,13,14} + y_{1,0,13,14} + y_{1,1,13,14} + x_{1,0,14,15} + y_{1,0,14,15} + y_{1,1,14,15} + nh_{1,14,2} - ph_{1,14,2} \leq 8,12 \quad [63.10]$$

$$x_{1,0,14,15} + y_{1,0,14,15} + y_{1,1,14,15} + nh_{1,15,1} - ph_{1,15,1} \leq 5,92 \quad [63.11]$$

$$x_{1,0,14,15} + y_{1,0,14,15} + y_{1,1,14,15} + x_{1,0,15,16} + y_{1,0,15,16} + y_{1,1,15,16} + nh_{1,15,2} - ph_{1,15,1} \leq 8,12 \quad [63.12]$$

$$x_{1,0,15,16} + y_{1,0,15,16} + y_{1,1,15,16} + nh_{1,16,1} - ph_{1,16,1} \leq 5,92 \quad [63.13]$$

Es decir, la edad inicial del rodal 1 hace necesario posponer los criterios hidrológicos y obliga a imponer las restricciones sobre las masas resultantes de la corta de dicho rodal. Todas estas consideraciones se tienen en cuenta de forma automática y se crean las restricciones

pertinentes, evitando generar restricciones incompatibles entre sí, lo que daría lugar a problemas sin soluciones factibles.

Por último, como se ha comentado, las restricciones hidrológicas se formularon como metas (incorporando las correspondientes variables de desviación negativas y positivas), de manera que, en primer lugar se resolvía el modelo correspondiente a una determinada alternativa de gestión pero sustituyendo la función objetivo de la alternativa por la minimización de la suma de las variables de desviación hidrológicas positivas –no deseadas– ($\min DH = \sum ph_{im}$), y, una vez obtenido el valor mínimo ($DH = \delta$), en segundo lugar se resolvía el modelo con la función objetivo correspondiente a la alternativa sujeta, además, a la obtención de una desviación hidrológica total menor o igual que el valor calculado ($DH \leq \delta$). De esta manera, se obtuvo la matriz de indicadores de sostenibilidad correspondiente al Modelo 5 y, a partir de ella, los rankings de las alternativas de gestión bajo dicho modelo.

CAPÍTULO 5: RESULTADOS

*I am easily satisfied with the very best.
Winston Churchill*

En este capítulo se presentan los principales resultados derivados de la resolución de los modelos formulados para los Casos de estudio 1 y 2.

5.1. Resultados de los Modelos 1 y 2

El principal resultado obtenido con la resolución de los Modelos 1 y 2 para el Caso de estudio 1 se recoge en la Tabla 5.1. En dicha tabla se muestra la estructura final de la plantación de eucalipto bajo los Modelos 1 y 2, esto es, la distribución final de edades resultante de cada modelo. En este punto, es importante recordar que el objetivo planteado era formular un método de ordenación más flexible alternativo al conocido como “Método de división por cabida” (MDC), de manera que la condición de renta en volumen de madera constante una vez transcurrido el horizonte de planificación (meta incluida en la primera prioridad) no supusiera forzosamente la organización de la masa en una serie ordenada de tranzones–SOT– (estructura global de masa coetánea) en cada calidad de estación y subciclo.

Tabla 5.1. Estructura final de la plantación para el Caso de estudio 1 bajo los Modelos 1 y 2. Las celdas sombreadas resaltan combinaciones de edad y subciclo ausentes (superficies iguales a cero) en la estructura final obtenida con el Modelo 2.

Modelo	Calidad de estación	Subciclo	Edad (años)																	
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15			
1	II	0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9		
		1	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	
		2	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	
	III	0	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	
		1	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4
		2	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4
2	II	0	0,0	0,0	3,3	0,0	2,8	3,4	2,9	2,9	1,1	0,0	3,3	0,5	2,5	3,7	3,7	3,7	3,7	
		1	3,6	0,0	0,7	0,0	3,5	3,3	2,9	2,9	0,0	2,3	0,5	0,0	0,0	0,0	1,0	1,0	1,0	1,0
		2	0,0	3,0	3,3	4,1	0,0	0,0	2,9	2,8	3,8	1,7	3,2	4,0	3,6	1,7	0,6	0,6	0,6	0,6
	III	0	3,4	3,5	0,0	3,3	0,6	0,0	0,0	0,0	2,2	3,3	0,0	2,8	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		1	0,5	3,5	2,0	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0	3,1	1,5	2,2	3,2	2,8	3,0	2,2	2,2	2,2	2,2
		2	3,4	1,1	0,0	0,0	2,8	2,7	0,0	0,0	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	1,6	2,5	2,5	2,5	2,5

El Modelo 1 constituía en esencia la formulación del MDC para el caso de montes bajos regulares (masas en las que mediante cortas de matarrasa se aprovechan uno o más rebrotes tras el primer turno), si bien el modelo también trataba de equilibrar las rentas durante el horizonte de planificación (meta de segunda prioridad), respondiendo a un “Método de distribución combinada”. Para el Caso de estudio 1, la solución obtenida con el Modelo 1 satisfizo plenamente (al 100%) las metas de primera y de segunda prioridad. Así, la minimización de la primera componente de la función de logro condujo a la obtención de una

SOT en cada calidad de estación y subciclo al finalizar el horizonte de planificación. La superficie de calidad de estación II quedó dividida en 45 unidades de corta de 1,9 ha cada una, y la superficie de calidad III, en 45 unidades de corta de 1,4 ha cada una, dado que en cada calidad de estación un ciclo de producción completo constaba de tres subciclos (rebrotos 0, 1 y 2) y en cada uno la edad de corta óptima o turno era de 15 años. Dicha estructura equilibrada (regularizada) garantiza la obtención de un volumen de madera anual de 3816 m³ de manera indefinida a partir del año 31 (rendimiento futuro en volumen constante), que procederán de la corta a hecho o a matarrasa de las unidades de corta o superficies con edad igual al turno (15 años).

Seguidamente, la minimización de la segunda componente de la función de logro condujo a la obtención de un volumen de madera anual constante de 3875 m³ durante el horizonte de planificación. Por último, al minimizar la tercera componente de la función de logro se obtuvo un valor actual neto (VAN) de las cortas de 1.771.716 € durante el turno transitorio, lo que supuso una falta de logro de 467.758 € con respecto al valor ideal, $VAN^* = 2.239.474$ €, obtenido al maximizar el VAN sujeto a las restricciones [25]-[36]. Es decir, en términos del VAN, la solución obtenida supuso un 79,1% del valor óptimo, VAN^* . Por lo tanto, la falta de logro de 467.758 € puede interpretarse como el coste de oportunidad de asegurar la constancia de la renta durante el horizonte de planificación y una vez concluido el mismo.

Con el Modelo 2, la solución obtenida para la primera prioridad también garantizó un volumen de corta anual constante de 3.816 m³ a partir del año 31 (concluido el horizonte de planificación). Sin embargo, el modelo evitó la fragmentación de la superficie impuesta por el Modelo 1, mostrando así la posibilidad de garantizar la constancia de las rentas futuras sin la necesidad de alcanzar una SOT en cada calidad de estación y subciclo. Las soluciones recogidas en la Tabla 5.1 muestran una reducción del número de unidades de corta o tranzones de 90 con el Modelo 1 a 58 con Modelo 2, como se resalta con las celdas sombreadas, lo que a su vez supone un aumento de la superficie media de las unidades de corta de 1,6 a 2,6 hectáreas. En la Figura 5.1 se muestra gráficamente la distribución final de edades de la plantación resultante de cada modelo.

Por otra parte, el Modelo 2 también satisfizo plenamente la meta de segunda prioridad, garantizando un rendimiento constante en volumen de 3877 m³ durante el turno transitorio. Finalmente, con respecto a la tercera prioridad, el VAN obtenido fue de 1.775.747 €, muy similar al del Modelo 1, suponiendo una falta de logro de 463.727 €

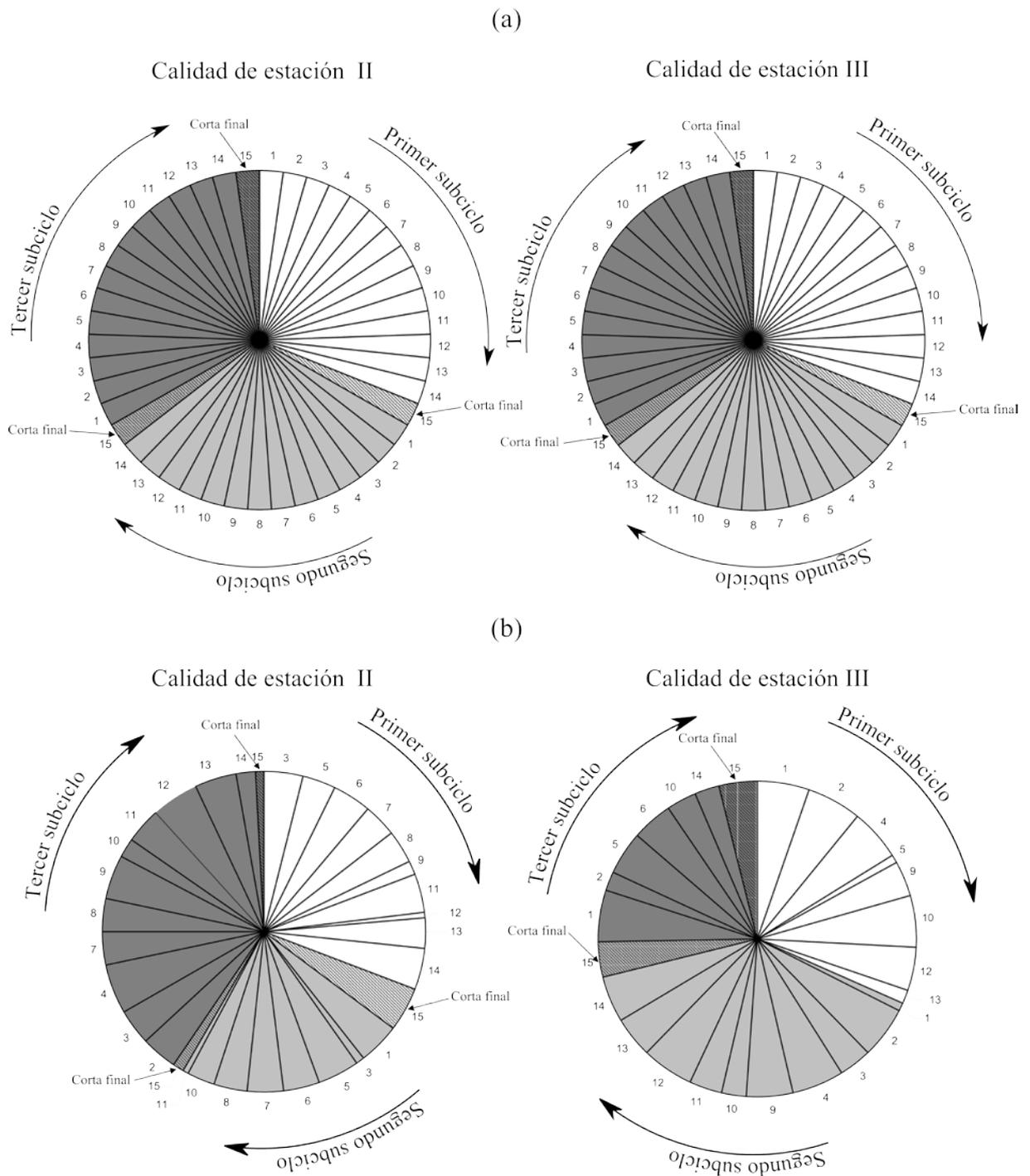


Figura 5.1. Estructura final en cada calidad de estación y subciclo con (a) Modelo 1 y (b) Modelo 2.

5.2. Resultados de los Modelos 3 y 4

La Tabla 5.2 muestra la matriz de indicadores (MI), cuyas filas recogen los valores obtenidos por los seis indicadores de sostenibilidad al resolver el Modelo 3, de programación de las

cortas, para cada una de las alternativas de gestión consideradas. Así, el elemento MI_{ij} es el valor tomado bajo la alternativa i -ésima por el indicador j -ésimo. Por ejemplo, bajo la alternativa de manejo consistente en el aprovechamiento de un único rebrote, lo que supone que un ciclo de producción completo abarca dos subciclos: el primero de monte alto y el segundo de monte bajo; un turno de 12 años en cada subciclo, y la maximización del valor actual neto de las cortas, se alcanzó un VAN de 2.997.016 euros, un volumen total de corta de 6.493 m³, etc.

Tabla 5.2. Matriz de indicadores de sostenibilidad correspondiente al Modelo 3. Los valores ideales se destacan en negrita, y los anti-ideales, en negrita y cursiva.

Alternativa	NPV (€)	THV (m ³)	NCC (t)	EFT (m ³)	THV/G	MHA (ha)
1C12RNPV	2.997.016	6.493	14.612	3.510	1,153	2,967
1C12RTHV	2.979.986	6.521	14.588	3.600	1,154	2,999
1C12RNCC	2.548.467	4.978	18.276	2.399	1,191	2,563
2C12RNPV	3.018.217	6.298	14.683	3.178	1,163	2,364
2C12RTHV	3.006.058	6.390	14.984	3.079	1,162	2,575
2C12RNCC	2.549.306	4.874	18.368	2.405	1,199	2,342
1C15RNPV	3.175.657	7.383	18.982	3.375	1,070	2,806
1C15RTHV	3.157.137	7.408	18.849	2.361	1,069	2,351
1C15RNCC	2.453.025	4.786	22.579	1.953	1,105	2,085
2C15RNPV	3.154.200	7.144	19.150	2.905	1,076	2,150
2C15RTHV	3.135.688	7.206	19.314	2.191	1,075	1,658
2C15RNCC	2.437.767	4.655	22.424	2.257	1,112	2,012
1C18RNPV	2.795.773	6.003	22.752	3.150	1,042	2,108
1C18RTHV	2.776.265	6.040	23.441	2.843	1,040	1,847
1C18RNCC	2.301.964	4.456	25.879	2.886	1,052	2,002
2C18RNPV	2.809.052	5.909	23.177	2.958	1,043	1,769
2C18RTHV	2.768.187	5.910	24.063	2.670	1,044	1,587
2C18RNCC	2.303.739	4.213	26.003	2.264	1,061	1,865

Seguidamente, la normalización de los elementos de la matriz MI mediante el método explicado en Diaz-Balteiro y Romero (2004a) y recogido en el Apartado 4.3 de la Metodología condujo a la obtención de la Tabla 5.3. En la matriz de indicadores normalizada, \overline{MI} los indicadores de sostenibilidad no tienen dimensiones y están comprendidos entre 0 y 1. De manera análoga, se normalizaron los niveles de aspiración de los indicadores.

Tabla 5.3. Matriz de indicadores de sostenibilidad normalizados correspondiente al Modelo 3. Los valores ideales se destacan en negrita, y los anti-ideales, en negrita y cursiva.

Alternativa	NPV	THV	NCC	EFT	THV/G	MHA
1C12RNPV	0,796	0,714	0,002	0,054	0,288	0,022
1C12RTHV	0,776	0,722	0,000	0,000	0,282	0,000
1C12RNCC	0,282	0,239	0,323	0,729	0,052	0,309
2C12RNPV	0,820	0,652	0,008	0,256	0,224	0,450
2C12RTHV	0,806	0,681	0,035	0,316	0,231	0,300
2C12RNCC	0,283	0,207	0,331	0,725	0,000	0,465
1C15RNPV	1,000	0,992	0,385	0,137	0,814	0,137
1C15RTHV	0,979	1,000	0,373	0,752	0,817	0,459
1C15RNCC	0,173	0,179	0,700	1,000	0,591	0,647
2C15RNPV	0,975	0,917	0,400	0,422	0,777	0,601
2C15RTHV	0,954	0,937	0,414	0,855	0,781	0,950
2C15RNCC	0,155	0,138	0,686	0,815	0,545	0,699
1C18RNPV	0,565	0,560	0,715	0,273	0,987	0,631
1C18RTHV	0,543	0,572	0,776	0,459	1,000	0,816
1C18RNCC	0,000	0,076	0,989	0,433	0,928	0,706
2C18RNPV	0,580	0,531	0,752	0,390	0,980	0,871
2C18RTHV	0,534	0,531	0,830	0,565	0,974	1,000
2C18RNCC	0,002	0,000	1,000	0,811	0,867	0,803

Finalmente, mediante el procedimiento expuesto en Diaz-Balteiro y Romero (2004a) (Apartado 4.3 de la Metodología), se obtuvieron distintos *rankings* de las alternativas de gestión. Así, en primer lugar, la resolución iterativa del modelo de programación por metas ampliado para $\lambda = 1$ y $\lambda = 0$ asignando el mismo peso preferencial a todos los indicadores ($\alpha_j = 1 \quad \forall j$) condujo a las ordenaciones o clasificaciones de las alternativas de gestión que se recogen en la Tabla 5.4. La función de logro representa el índice de sostenibilidad global, que aúna los valores normalizados de los indicadores de sostenibilidad para la alternativa seleccionada.

El ranking obtenido para $\lambda = 1$ indica que la mejor alternativa en términos de logro agregado (mejor valor agregado del índice de sostenibilidad global) o alternativa más eficiente resultó ser la alternativa consistente en el aprovechamiento de dos subciclos de monte bajo antes de destoconar y replantar, un turno de 15 años en cada subciclo y la maximización del volumen total de las cortas (alternativa 2C15RTHV en la Tabla 5.4). Además, en dicha tabla se puede observar que las cuatro primeras alternativas implican la maximización del volumen total de

las cortas y que todas las alternativas que contemplaban un turno de 12 años en los subciclos resultaron las menos sostenibles.

Tabla 5.4. *Rankings* de las alternativas de gestión resultantes para $\lambda = 1$ y $\lambda = 0$.

$\lambda = 1$		$\lambda = 0$	
Alternativa	Función de logro	Alternativa	Función de logro
2C15RTHV	0,286	2C18RTHV	0,169
2C18RTHV	0,471	1C18RTHV	0,241
1C18RTHV	0,526	2C15RTHV	0,286
1C15RTHV	0,568	2C15RNPV	0,300
2C18RNPV	0,599	2C18RNPV	0,310
2C15RNPV	0,677	1C15RTHV	0,327
1C18RNPV	0,771	1C18RNPV	0,427
1C15RNCC	1,209	1C15RNCC	0,527
2C15RNCC	1,276	2C15RNCC	0,562
2C18RNCC	1,398	1C15RNPV	0,563
1C15RNPV	1,442	1C12RNCC	0,648
1C18RNCC	1,591	2C12RTHV	0,665
2C12RNPV	1,909	2C12RNPV	0,692
2C12RTHV	1,936	1C12RNPV	0,698
2C12RNCC	2,214	1C12RTHV	0,700
1C12RNCC	2,295	2C12RNCC	0,700
1C12RNPV	2,433	1C18RNCC	0,700
1C12RTHV	2,518	2C18RNCC	0,700

Para $\lambda = 0$, la resolución del Modelo 4 permite ordenar las alternativas de mayor a menor sostenibilidad en términos de mayor equilibrio entre los valores alcanzados por los indicadores de sostenibilidad (solución que trata de minimizar la máxima desviación de los indicadores). La solución más sostenible correspondió a la alternativa consistente en el aprovechamiento de dos subciclos de monte bajo, un turno de 18 años en todos los subciclos y la maximización del volumen total de las cortas (alternativa 2C18RTHV en la Tabla 5.4). Por otra parte, las dos últimas alternativas, las de menor sostenibilidad, implicaban un turno de 18 años en cada subciclo y la maximización del carbono neto capturado, alcanzando además el mismo valor de la función de logro. Por último, cabe destacar que para ambos valores de λ las dos alternativas de manejo más sostenibles contemplaban como función objetivo la

maximización del volumen total de las cortas, y que las alternativas que contemplaban un turno de 12 años en cada subciclo en ningún caso resultaron entre las más sostenibles.

A continuación, resolviendo iterativamente el modelo para valores de λ comprendidos entre 0 y 1, se obtuvieron los *rankings* que se muestran en la Tabla 5.5. Es interesante indicar que el parámetro λ permite obtener soluciones intermedias o de compromiso entre la solución de máximo logro agregado y la solución de mayor equilibrio, reflejando el intercambio entre dichas soluciones.

Tabla 5.5. *Rankings* de las alternativas de gestión para distintos valores de λ .

Orden	$\lambda = 1$	$\lambda = 0,8$	$\lambda = 0,6$	$\lambda = 0,4$	$\lambda = 0,2$	$\lambda = 0$
1. ^a	2C15RTHV	2C15RTHV	2C15RTHV	2C15RTHV	2C18RTHV	2C18RTHV
2. ^a	2C18RTHV	2C18RTHV	2C18RTHV	2C18RTHV	2C15RTHV	1C18RTHV
3. ^a	1C18RTHV	1C18RTHV	1C18RTHV	1C18RTHV	1C18RTHV	2C15RTHV
4. ^a	1C15RTHV	1C15RTHV	1C15RTHV	1C15RTHV	2C18RNPV	2C15RNPV
5. ^a	2C18RNPV	2C18RNPV	2C18RNPV	2C18RNPV	1C15RTHV	2C18RNPV
6. ^a	2C15RNPV	2C15RNPV	2C15RNPV	2C15RNPV	2C15RNPV	1C15RTHV
7. ^a	1C18RNPV	1C18RNPV	1C18RNPV	1C18RNPV	1C18RNPV	1C18RNPV
8. ^a	1C15RNCC	1C15RNCC	1C15RNCC	1C15RNCC	1C15RNCC	1C15RNCC
9. ^a	2C15RNCC	2C15RNCC	2C15RNCC	2C15RNCC	2C15RNCC	2C15RNCC
10. ^a	2C18RNCC	2C18RNCC	1C15RNPV	1C15RNPV	1C15RNPV	1C15RNPV
11. ^a	1C15RNPV	1C15RNPV	2C18RNCC	2C18RNCC	2C18RNCC	1C12RNCC
12. ^a	1C18RNCC	1C18RNCC	1C18RNCC	1C18RNCC	1C18RNCC	2C12RTHV
13. ^a	2C12RNPV	2C12RNPV	2C12RNPV	2C12RTHV	2C12RTHV	2C12RNPV
14. ^a	2C12RTHV	2C12RTHV	2C12RTHV	2C12RNPV	2C12RNPV	1C12RNPV
15. ^a	2C12RNCC	2C12RNCC	2C12RNCC	2C12RNCC	1C12RNCC	1C12RTHV
16. ^a	1C12RNCC	1C12RNCC	1C12RNCC	1C12RNCC	2C12RNCC	2C12RNCC
17. ^a	1C12RNPV	1C12RNPV	1C12RNPV	1C12RNPV	1C12RNPV	1C18RNCC
18. ^a	1C12RTHV	1C12RTHV	1C12RTHV	1C12RTHV	1C12RTHV	2C18RNCC

La Tabla 5.5 muestra que la alternativa de manejo más sostenible resultó siempre la misma para valores de λ mayores de 0,2. Asimismo, los resultados indican que las alternativas más sostenibles siempre contemplaban el aprovechamiento de dos rebrotes o subciclos de monte bajo y la maximización del volumen total de las cortas durante el horizonte de planificación. No obstante, como se explicará en el siguiente capítulo, los resultados están condicionados por los indicadores de sostenibilidad elegidos así como por la asignación del mismo peso preferencial a los mismos. Para finalizar, y con respecto a este último punto, la Tabla 5.6 recoge los rankings obtenidos para $\lambda = 1$ y distintos pesos de los indicadores. En dicha tabla,

$2\alpha_j$ significa que el peso del indicador j es el doble del peso de los demás indicadores. Se aprecia cómo se producen ligeras variaciones en las soluciones, pero en todos los casos las alternativas más sostenibles son las que maximizan el volumen total de las cortas.

Tabla 5.6. *Rankings* obtenidos para $\lambda = 1$ y distintos pesos preferenciales. α_1 = peso del NPV; α_2 = peso del THV; α_3 = peso del NCC; α_4 = peso del EFT; α_5 = peso del THV/G; α_6 = peso del MHA.

Orden	$\alpha_1=\dots\alpha_6=1$	$2\alpha_1$	$2\alpha_2$	$2\alpha_3$	$2\alpha_4$	$2\alpha_5$	$2\alpha_6$
1. ^a	2C15RTHV	2C15RTHV	2C15RTHV	2C18RTHV	2C15RTHV	2C15RTHV	2C15RTHV
2. ^a	2C18RTHV	1C15RTHV	1C15RTHV	1C18RTHV	1C15RTHV	2C18RTHV	2C18RTHV
3. ^a	1C18RTHV	2C18RTHV	2C18RTHV	2C15RTHV	2C18RTHV	1C18RTHV	1C18RTHV
4. ^a	1C15RTHV	2C15RNPV	1C18RTHV	2C18RNPV	1C18RTHV	1C15RTHV	2C18RNPV
5. ^a	2C18RNPV	1C18RTHV	2C15RNPV	1C18RNPV	2C18RNPV	2C18RNPV	2C15RNPV
6. ^a	2C15RNPV	2C18RNPV	2C18RNPV	1C15RTHV	2C15RNPV	2C15RNPV	1C15RTHV
7. ^a	1C18RNPV	1C18RNPV	1C18RNPV	2C15RNPV	1C18RNPV	1C18RNPV	1C18RNPV
8. ^a	1C15RNCC	1C15RNPV	1C15RNPV	1C15RNCC	1C15RNCC	1C15RNCC	1C15RNCC
9. ^a	2C15RNCC	1C15RNCC	1C15RNCC	2C15RNCC	2C15RNCC	2C18RNCC	2C15RNCC
10. ^a	2C18RNCC	2C15RNCC	2C15RNCC	2C18RNCC	2C18RNCC	2C15RNCC	2C18RNCC
11. ^a	1C15RNPV	2C12RNPV	2C12RTHV	1C18RNCC	1C18RNCC	1C15RNPV	1C18RNCC
12. ^a	1C18RNCC	2C12RTHV	2C12RNPV	1C15RNPV	1C15RNPV	1C18RNCC	1C15RNPV
13. ^a	2C12RNPV	2C18RNCC	2C18RNCC	2C12RNCC	2C12RNCC	2C12RNPV	2C12RNPV
14. ^a	2C12RTHV	1C18RNCC	1C18RNCC	2C12RNPV	1C12RNCC	2C12RTHV	2C12RTHV
15. ^a	2C12RNCC	1C12RNPV	1C12RNPV	2C12RTHV	2C12RTHV	1C12RNPV	2C12RNCC
16. ^a	1C12RNCC	1C12RTHV	1C12RTHV	1C12RNCC	2C12RNPV	2C12RNCC	1C12RNCC
17. ^a	1C12RNPV	2C12RNCC	2C12RNCC	1C12RNPV	1C12RNPV	1C12RTHV	1C12RNPV
18. ^a	1C12RTHV	1C12RNCC	1C12RNCC	1C12RTHV	1C12RTHV	1C12RNCC	1C12RTHV

5.3. Resultados del Modelo 5

La Tabla 5.7 muestra los valores obtenidos por los indicadores de sostenibilidad al resolver, para cada una de las alternativas de gestión consideradas, el Modelo 5, el cual incorpora al Modelo 3 las restricciones hidrológicas. Asimismo, en la Tabla 5.8 se muestra la matriz de indicadores normalizada, donde los indicadores de sostenibilidad no tienen dimensiones y están comprendidos entre 0 y 1. Como se puede observar, al comparar los valores alcanzados por las distintas funciones objetivo (NPV, THV y NCC) en el Modelo 5 y el Modelo 3 (Tablas 5.7 y 5.2, respectivamente), no existe una variación importante en los valores, es decir, los valores de las distintas funciones objetivo son, en todos los casos, muy similares a los obtenidos con anterioridad (sin considerar las restricciones hidrológicas).

Tabla 5.7. Matriz de indicadores de sostenibilidad correspondiente al Modelo 5. Los valores ideales se destacan en negrita, y los anti-ideales, en negrita y cursiva.

Alternativa	NPV (€)	THV (m ³)	NCC (t)	EFT (m ³)	THV/G	MHA (ha)
1C12RNPV	2.947.324	6.300	14.722	1.855	1,158	1,985
1C12RTHV	2.933.935	6.332	14.761	1.926	1,159	1,673
1C12RNCC	2.535.665	4.894	18.214	2.375	1,199	1,578
2C12RNPV	2.982.065	6.116	14.905	2.845	1,170	1,555
2C12RTHV	2.959.769	6.236	15.025	3.085	1,166	1,638
2C12RNCC	2.528.447	4.764	18.290	2.442	1,203	1,581
1C15RNPV	3.167.519	7.392	18.971	2.663	1,069	1,470
1C15RTHV	3.161.854	7.402	18.913	2.085	1,070	1,669
1C15RNCC	2.513.142	5.089	22.518	2.355	1,106	1,173
2C15RNPV	3.148.143	7.189	19.151	2.509	1,075	1,398
2C15RTHV	3.135.701	7.204	19.322	2.154	1,075	1,318
2C15RNCC	2.455.874	4.696	22.383	2.290	1,115	1,144
1C18RNPV	2.791.264	6.010	22.790	2.909	1,042	1,370
1C18RTHV	2.774.062	6.036	23.344	2.607	1,042	1,415
1C18RNCC	2.314.779	4.471	25.793	2.399	1,052	1,330
2C18RNPV	2.802.577	5.894	23.233	2.680	1,044	1,152
2C18RTHV	2.765.555	5.905	23.981	2.593	1,044	1,351
2C18RNCC	2.311.522	4.242	25.918	1.890	1,061	1,244

Tabla 5.8. Matriz de indicadores de sostenibilidad normalizados correspondiente al Modelo 5. Los valores ideales se destacan en negrita, y los anti-ideales, en negrita y cursiva.

Alternativa	NPV	THV	NCC	EFT	THV/G	MHA
1C12RNPV	0,743	0,651	0,000	1,000	0,280	0,000
1C12RTHV	0,727	0,661	0,003	0,942	0,269	0,371
1C12RNCC	0,262	0,206	0,312	0,577	0,025	0,484
2C12RNPV	0,783	0,593	0,016	0,194	0,204	0,512
2C12RTHV	0,757	0,631	0,027	0,000	0,228	0,413
2C12RNCC	0,253	0,165	0,319	0,522	0,000	0,480
1C15RNPV	1,000	0,997	0,380	0,343	0,828	0,613
1C15RTHV	0,993	1,000	0,374	0,813	0,827	0,375
1C15RNCC	0,236	0,268	0,696	0,593	0,600	0,964
2C15RNPV	0,977	0,932	0,396	0,468	0,793	0,698
2C15RTHV	0,963	0,937	0,411	0,756	0,792	0,793
2C15RNCC	0,169	0,144	0,684	0,646	0,544	1,000
1C18RNPV	0,560	0,559	0,721	0,143	1,000	0,731
1C18RTHV	0,540	0,568	0,770	0,388	0,999	0,677
1C18RNCC	0,004	0,072	0,989	0,557	0,935	0,779
2C18RNPV	0,574	0,523	0,760	0,329	0,986	0,990
2C18RTHV	0,530	0,526	0,827	0,400	0,986	0,753
2C18RNCC	0,000	0,000	1,000	0,971	0,881	0,880

A continuación, la resolución del Modelo 4 de manera iterativa para $\lambda = 1$ y para $\lambda = 0$, asumiendo el mismo peso preferencial para todos los indicadores, condujo a los rankings de las alternativas de gestión que se recogen en la Tabla 5.9.

Tabla 5.9. *Rankings* de las alternativas de gestión resultantes para $\lambda = 1$ y $\lambda = 0$.

$\lambda = 1$		$\lambda = 0$	
Alternativa	Función de logro	Alternativa	Función de logro
2C15RTHV	0,289	2C15RTHV	0,289
2C15RNPV	0,538	2C18RTHV	0,300
1C18RTHV	0,626	2C15RNPV	0,304
2C18RTHV	0,643	1C18RTHV	0,312
1C15RTHV	0,651	1C15RTHV	0,326
2C18RNPV	0,674	1C15RNPV	0,357
1C15RNPV	0,765	2C18RNPV	0,371
1C18RNPV	0,837	1C15RNCC	0,464
1C15RNCC	1,107	2C15RNCC	0,556
2C15RNCC	1,313	1C18RNPV	0,557
2C18RNCC	1,400	1C12RNCC	0,675
1C18RNCC	1,467	2C12RNPV	0,684
1C12RTHV	1,494	1C18RNCC	0,696
1C12RNPV	1,868	1C12RTHV	0,697
2C12RNPV	1,980	1C12RNPV	0,700
2C12RTHV	2,202	2C12RNCC	0,700
1C12RNCC	2,335	2C12RTHV	0,700
2C12RNCC	2,461	2C18RNCC	0,700

El orden de las distintas alternativas es similar al obtenido para el Modelo 3, de lo que se desprende que las soluciones obtenidas no sólo mantienen los valores de la función objetivo sino que, por lo general, también son similares el resto de indicadores utilizados en la ponderación de las soluciones.

Al comparar la posición ocupada por una alternativa en la ordenación de las alternativas con el Modelo 3 y con el Modelo 5 observamos que no es demasiado diferente, existiendo una diferencia máxima de cinco posiciones y una diferencia media inferior a dos posiciones. Dicho de otra manera, dada la posición de una alternativa en la ordenación con el Modelo 3, su posición al incorporar las restricciones hidrológicas es, por lo general, muy similar (en el 75% de las ocasiones hay una diferencia menor o igual que dos posiciones).

Finalmente, en la Tabla 5.10 se muestra el ranking de alternativas cuando se consideran a la vez los resultados de los Modelos 3 y 5 (las alternativas del Modelo 3 aparecen sin sombrear, y las alternativas del Modelo 5, sombreadas). Como puede observarse, en estos rankings las soluciones de uno y otro modelo aparecen entremezcladas, lo que indica que unas soluciones no están dominadas por otras de manera general. Dicho de otra manera, la incorporación del nuevo bloque de restricciones no implica, con la ponderación de indicadores utilizada, una clara desventaja en la valoración de las alternativas.

Tabla 5.10. *Rankings* de las alternativas de gestión bajo los Modelos 3 y 5. Las alternativas sin sombrear corresponden al Modelo 3, y las alternativas sombreadas, al Modelo 5.

$\lambda = 1$		$\lambda = 0$	
Alternativa	Función de logro	Alternativa	Función de logro
T18R2THV	0,169	T15R2THV	0,286
T18R1THV	0,241	T15R2THV	0,289
T15R2THV	0,286	T18R2THV	0,471
T15R2THV	0,289	T18R1THV	0,526
T15R2NPV	0,300	T15R2NPV	0,538
T18R2THV	0,300	T15R1THV	0,568
T15R2NPV	0,304	T18R2NPV	0,599
T18R2NPV	0,310	T18R1THV	0,626
T18R1THV	0,312	T18R2THV	0,643
T15R1THV	0,326	T15R1THV	0,651
T15R1THV	0,327	T18R2NPV	0,674
T15R1NPV	0,357	T15R2NPV	0,677
T18R2NPV	0,371	T15R1NPV	0,765
T18R1NPV	0,427	T18R1NPV	0,771
T15R1NCC	0,464	T18R1NPV	0,837
T15R1NCC	0,527	T15R1NCC	1,107
T15R2NCC	0,556	T15R1NCC	1,209
T18R1NPV	0,557	T15R2NCC	1,276
T15R2NCC	0,562	T15R2NCC	1,313
T15R1NPV	0,563	T18R2NCC	1,398
T12R1NCC	0,648	T18R2NCC	1,400
T12R2THV	0,665	T15R1NPV	1,442
T12R1NCC	0,675	T18R1NCC	1,467
T12R2NPV	0,684	T12R1THV	1,494
T12R2NPV	0,692	T18R1NCC	1,591
T18R1NCC	0,696	T12R1NPV	1,868
T12R1THV	0,697	T12R2NPV	1,909
T12R1NPV	0,698	T12R2THV	1,936
T12R1NPV	0,700	T12R2NPV	1,980
T12R1THV	0,700	T12R2THV	2,202
T12R2NCC	0,700	T12R2NCC	2,214
T12R2NCC	0,700	T12R1NCC	2,295
T12R2THV	0,700	T12R1NCC	2,335
T18R1NCC	0,700	T12R1NPV	2,433
T18R2NCC	0,700	T12R2NCC	2,461
T18R2NCC	0,700	T12R1THV	2,518

CAPÍTULO 6: DISCUSIÓN

*It is better to debate a question without settling it
than to settle a question without debating it.
Joseph Joubert*

En este capítulo se realiza la discusión de los resultados presentados en el capítulo anterior, derivados de la resolución de los modelos formulados para los Casos de estudio 1 y 2.

6.1. Discusión de los resultados de los Modelos 1 y 2

Los modelos de optimización formulados dentro del primer objetivo, Modelos 1 y 2, representan dos formas alternativas de perseguir el objetivo principal del tradicional enfoque de división por cabida –rentas futuras constantes de manera indefinida– cuando se aborda la ordenación de montes bajos regulares con distintas productividades en función de la calidad de estación y el subciclo de aprovechamiento. Además, ambos modelos permiten determinar soluciones “satisfacientes” (*satisficing*) cuando se consideran otras metas como la constancia del volumen de corta durante el horizonte de planificación y un cierto valor actual neto en niveles de prioridad inferiores.

En ambos modelos, el logro pleno de la meta de primera prioridad depende de la estructura inicial de la plantación, esto es, de la distribución inicial de edades, así como de la duración del horizonte de planificación, que se interpreta como turno transitorio o de transformación. Así, para el Caso de estudio 1, con todas las masas (rodales) en el primer subciclo (rebrote 0), a pesar de la introducción de las variables y_{ijkt} en el modelo, que permitían la implantación de una nueva masa tras el segundo subciclo (rebrote 1), se comprobó que era necesario un horizonte de planificación de al menos 27 años para alcanzar una distribución final que garantizara la constancia de los volúmenes de corta futuros. Con horizontes más cortos, el Modelo 2 siempre proporcionó mejores soluciones que el Modelo 1 en términos de constancia de las rentas futuras. Por ejemplo, con un horizonte de planificación de 15 años, con el Modelo 1 no fue posible alcanzar una SOT (estructura global de masa coetánea) en cada calidad de estación y subciclo, mientras que el Modelo 2 condujo a una estructura final que, tras el horizonte de planificación, aseguraba un volumen de madera anual constante durante los dos primeros subciclos y un volumen un 7% menor durante el tercer subciclo.

Con el horizonte de planificación del caso de estudio, 30 años, las soluciones obtenidas con ambos modelos cumplieron de manera plena las metas situadas en la primera y en la segunda prioridad, y el volumen de corta anual y el valor actual neto durante dicho horizonte resultaron prácticamente iguales con ambos modelos. Sin embargo, las soluciones obtenidas representan alternativas de corta muy distintas durante el horizonte de planificación, conduciendo a estructuras finales de masa muy distintas. Así, el Modelo 1 transforma la

plantación inicial en una estructura de equilibrio caracterizada, en cada calidad de estación, por tantas series ordenadas de tronzones como subciclos comprende un ciclo de producción completo. Sin embargo, el Modelo 2 asegura la constancia del volumen de corta una vez concluido el horizonte de planificación con un número mucho menor de unidades de corta de mayor superficie. Por lo tanto, la serie ordenada de tronzones no es necesariamente el mejor estado final (monte normal) si otra distribución equilibrada de edades garantiza un rendimiento en volumen constante de manera indefinida a la vez que impide la fragmentación excesiva de la plantación.

El empleo de la programación por metas lexicográficas supone que el centro decisor asocia prioridades excluyentes a las diferentes metas, de manera que el logro de una meta en un nivel superior de prioridad es infinitamente preferido al logro de las metas situadas en los niveles de prioridad menores (Romero, 1993). Esto puede ser objeto de controversia, pues la posición que ocupen las distintas metas determinará el resultado de los modelos, por lo que se comprobó la robustez de los resultados intercambiando las metas de primera y de segunda prioridad en los dos modelos. Asimismo, ambos modelos se reformularon considerando dos niveles de prioridad: en el primero se aunaron las metas de primera y de segunda prioridad de los modelos originales considerando distintos pesos preferenciales y factores de normalización, y en el segundo nivel se situó el VAN. No obstante, la resolución de los modelos proporcionó resultados similares a los obtenidos. Por último, aunque en esta tesis, las prioridades se han establecido de acuerdo con los principios clásicos o condiciones mínimas de la ordenación de montes, en una futura línea de trabajo sería posible establecer el orden de las prioridades incorporando las opiniones de propietarios, expertos, gestores y otros grupos de interés (*stakeholders*).

Dado que el objetivo principal de muchas plantaciones de *Eucalyptus globulus* es la producción de pasta de celulosa en turnos cortos, puede resultar extraño que la maximización del VAN se sitúe en la última prioridad. Sin embargo, el objetivo último de la división por cabida es el rendimiento sostenido futuro mediante la regularización de la masa. En la misma línea, Gómez et al. (2006) formularon un modelo de programación por metas lexicográficas para programar las cortas intermedias y finales en una plantación de *Pinus caribaea* en el que la maximización del VAN ocupaba la quinta y última prioridad. En otra línea, Diaz-Balteiro et al. (2009a) formulan varios modelos de programación lineal y de programación por metas en los que la función objetivo consiste en maximizar el volumen total de las cortas o el valor

actual neto, incorporando la regularidad de la producción como restricciones o como metas formulando la igualdad de las superficies, en unos casos, o de los volúmenes de corta, en otros, en períodos consecutivos.

Por otra parte, la consideración de un elevado número de prioridades puede conllevar que alguna o algunas sean redundantes. Para evitar este problema, se siguió el procedimiento propuesto por Amador y Romero (1989). La existencia de soluciones óptimas alternativas en los dos primeros niveles de prioridad justificó el número de prioridades considerado en esta tesis. Además, se utilizó la metodología de Masud y Hwang (1981) para determinar la eficiencia de las soluciones.

Los modelos formulados podrían modificarse, si la especie objeto de estudio lo requiriese, para considerar la realización de claras como hicieron Mabvuvira y Pukkala (2002) en plantaciones de *Eucalyptus grandis* en Zimbabue. Por otra parte, los modelos podrían formar parte de un sistema de apoyo a las decisiones para integrar la programación de las cortas de este tipo de plantaciones en una estrategia de industria forestal (Ribeiro et al. 2005) o en un sistema de apoyo a las decisiones para masas multiespecíficas (Borges et al. 2003). Asimismo, los modelos propuestos permiten considerar el potencial incremento de la producción como consecuencia de la mejora del material genético, así como la producción de otros bienes y servicios adicionales. Así, Cacho et al. (2003), Diaz-Balteiro y Rodriguez (2006) y Whittock et al. (2007) presentaron distintos enfoques para considerar el secuestro de carbono.

Finalmente, los modelos presentados podrían adaptarse para su aplicación a las masas mixtas de *E. globulus* y *Pinus pinaster*, que ocupan más de 150.000 hectáreas en Galicia y que también se gestionan con el Método de división en cabida. Sin embargo, para abordar estas tareas serían necesarias tablas de producción más apropiadas, sobre todo para el caso del eucalipto. Asimismo, los modelos formulados podrían aplicarse en la ordenación de montes bajos regulares de castaño destinados a la producción de maderas de distintas dimensiones.

Lógicamente, la necesidad de obtener una renta anual junto con la obligatoriedad de cortar exclusivamente las masas que alcancen el turno obliga a la presencia simultánea de masas de todas las edades que comprende el turno, si bien no es preciso que se den en todos los subciclos y calidades. Previsiblemente, el número de estructuras finales posibles aumentaría si el turno pudiera oscilar en un intervalo más o menos estrecho en lugar de fijarse a una única

edad. Asimismo, el número de edades distintas simultáneamente presentes se reduciría si las cortas a hecho o a matarrasa se planificaran con cierta periodicidad o intermitencia (en lugar de ser anuales), lo que podría resultar interesante cuando la extensión de la plantación o su productividad fueran reducidas, pues en caso contrario la superficie de corta y/o el volumen de madera obtenido cada año resultarían muy pequeños. No obstante, estas consideraciones dependerán de las necesidades del propietario, que puede preferir rentas anuales frente a rentas intermitentes.

6.2. Discusión de los resultados de los Modelos 3 y 4

En primer lugar, hay que resaltar que, aunque el Modelo 3 es un modelo de programación de las cortas estratégico, con variables continuas que no indican la localización exacta de las cortas, el grado de localización de las mismas es mayor que en los modelos estratégicos clásicos de programación lineal (*strata-based models*, Cox y Sullivan, 1995), en los que los rodales de igual calidad de estación están agrupados en estratos y estos constituyen las superficies más pequeñas en las que se programan las cortas. Así, en este modelo, la localización de las cortas se realiza a nivel de rodal (x_{ijk_t} denota la superficie a cortar en el período t en el rodal de eucalipto i , en un subciclo j y edad k), y la calidad de estación está contemplada como una característica intrínseca del rodal. De este modo, el resultado del modelo constituye un primer paso hacia la posterior planificación táctica de las cortas, en la cual sí que habrá que ubicar sobre el terreno las superficies de corta resultantes del modelo estratégico.

El Modelo 3 permite analizar distintas alternativas de gestión de la plantación de eucalipto y obtener sus correspondientes planes de corta. A nivel estratégico resulta de gran interés determinar la duración óptima de un ciclo de producción completo, esto es, el número de subciclos de aprovechamiento y el turno en cada subciclo. A este respecto, la programación realizada en Java permite generar de un modo automático los modelos de programación lineal correspondientes a distintas alternativas. Por otra parte, la inclusión en el modelo de distintos indicadores de sostenibilidad permite evaluar la sostenibilidad de las alternativas analizadas. Hay que señalar que las plantaciones de *Eucalyptus globulus* son muy controvertidas en algunas zonas debido a distintas motivaciones (Díaz-Balteiro, 2007; Lomba et al., 2011; Calviño-Cancela et al., 2012), por lo que la incorporación de distintos indicadores de sostenibilidad que permitan evaluar y comparar distintas alternativas de gestión resulta de gran utilidad. La necesidad de implementar una gestión forestal basada en un conjunto de

criterios e indicadores de sostenibilidad es clara, y para ello se han elaborado a distintas escalas (local, regional, nacional, internacional) listas de criterios e indicadores (Conferencia Ministerial sobre la Protección de los Bosques en Europa –MCPFE–, 1993; Proceso de Montreal, 2009; etc.); el problema radica en la dificultad de hacer operativos dichos indicadores, pues ello implica su cálculo a partir de los valores que tomen las alternativas de decisión u otras variables del modelo de programación matemática.

Finalmente, la aplicación del modelo de programación por metas ampliado (Modelo 4), permite, por un lado, calcular para cada alternativa de gestión un índice de sostenibilidad global, que permite considerar simultáneamente o en conjunto los indicadores de distinta naturaleza (económica, social y ambiental), y, por otro lado, permite ordenar o clasificar las alternativas consideradas en función de dicho índice de sostenibilidad global. Además, a través del parámetro λ , el Modelo 4 permite obtener distintos rankings de las alternativas en función de distintas medidas (expresiones) del índice de sostenibilidad global. Asimismo, la posibilidad de integrar en los pesos preferenciales (α_j) las opiniones de distintos agentes sociales (*stakeholders*) resulta de gran interés. Un caso en el que se unen métodos de decisión multicriterio y toma de decisiones en grupo mediante la programación por metas puede consultarse en Diaz-Balteiro et al. (2009b). Finalmente, la metodología propuesta también podría ser empleada para determinar la plantación más sostenible de entre un conjunto de plantaciones e indicadores definido.

El Modelo 4 se aplicó asumiendo, en principio, el mismo peso preferencial para todos los indicadores. No obstante, es posible asignar distintos pesos mediante interacción directa con el decisor, a través de un panel de expertos, etc. En esta tesis se ha realizado un análisis de sensibilidad, duplicando el peso asignado a un indicador mientras se mantenían invariables los del resto. Los resultados mostraron que los rankings no variaron significativamente excepto cuando se dobló el peso del carbono neto capturado, escenario para el que la alternativa más sostenible resultó diferente, siendo esta la correspondiente a un turno de 18 años en cada subciclo, lo que resulta lógico al ser el mayor de los turnos considerados, lo que implica mantener la masa en pie durante un mayor número de años. En definitiva, los resultados obtenidos para el caso de estudio fueron bastante robustos con respecto a posibles variaciones de los pesos. Sin embargo, en otros problemas de planificación forestal las soluciones obtenidas sí resultaron muy sensibles a variaciones de los pesos preferenciales (Diaz-Balteiro y Romero, 2003). Por otra parte, para el caso de estudio también se realizó un

análisis de sensibilidad de los niveles de aspiración fijados para cada indicador de sostenibilidad. En general, las soluciones obtenidas fueron bastante robustas, aunque se produjeron algunos cambios en los rankings obtenidos.

Una de las debilidades que puede plantear la metodología propuesta para generar los distintos rankings de las alternativas de gestión (Modelo 4) es que al normalizar los valores de los indicadores de sostenibilidad a partir de los valores ideales y antiideales, estos últimos adoptan los valores 1 y 0, respectivamente, independientemente de lo “distantes” que estén entre sí los valores sin normalizar. Por ejemplo, si todas las alternativas tienen un valor actual neto muy parecido, el mejor valor adoptará, tras la normalización, un valor 1, y el peor, un valor 0, independientemente de que ambos sean muy parecidos, con el consiguiente efecto en la ordenación de las alternativas. En dichos casos se podría plantear un método de normalización alternativo, como establecer un “punto fijo de comparación” o “máximo absoluto” (Barba-Romero, 1987), aunque también debería analizarse si el indicador en cuestión es apropiado para establecer diferencias entre unas alternativas y otras, puesto que si ese indicador toma valores muy parecidos para todas las alternativas, en realidad no se podría discriminar entre unas y otras en función de dicho indicador y sería más aconsejable no incluirlo en el análisis. Otro problema a tener en cuenta para valores de λ distintos de cero y uno, es decir, en aquellos casos en los que se quiere tener en cuenta a la vez (conjugar) la máxima desviación y la suma de las desviaciones, es que, por lo general, para $\lambda = 1$ (solución más eficiente), el valor de la función de logro será mucho mayor que el valor de la misma para $\lambda = 0$ (solución más equilibrada), ya que en este último caso la función de logro está acotada entre 0 y 0,7, por lo que las mejores alternativas para $\lambda = 1$ tenderán a serlo también para valores intermedios de λ . Por último, el establecimiento del nivel de aspiración también podría tener un efecto importante en los rankings obtenidos. Así, en la aplicación concreta de esta Tesis se ha fijado un nivel de aspiración del 70% del valor ideal normalizado para cada uno de los indicadores, lo que a efectos prácticos implica que cualquier indicador se valora como “alcanzado” a partir del 70% del valor ideal, y no se establece ninguna diferencia entre una alternativa que obtenga el 100% y otra que se quede en el 70%. El propio concepto de nivel de aspiración implica que el decisor está satisfecho a partir de dicho valor.

Por otra parte, hay que indicar que el número de indicadores de sostenibilidad de naturaleza económica que se han considerado fue mayor que el de indicadores sociales y ambientales, por lo que los rankings obtenidos pueden estar sesgados o inclinados a favor de la dimensión

o faceta económica. Sin embargo, este posible problema no es inherente a la metodología propuesta y podría resolverse añadiendo otros indicadores o mediante una agregación previa de los indicadores bajo tres criterios (económicos, sociales y ambientales), donde los *stakeholders* pudieran ponderar la importancia de cada criterio entre sí. Así, ese peso ponderaría a su vez los pesos otorgados a los indicadores incluidos bajo cada criterio.

6.3. Discusión de los resultados del Modelo 5

Como se ha comentado, el Modelo 5, que consiste en la incorporación de las restricciones hidrológicas al Modelo 3, es un modelo estratégico con variables de decisión continuas. No obstante, en este modelo las cortas se localizan a nivel de rodal, y por tanto la localización espacial de las cortas es más precisa que en los modelos estratégicos clásicos de programación de las cortas. La incorporación de restricciones hidrológicas podría plantearse en el momento de la formulación de un modelo táctico una vez obtenida la programación temporal de las cortas con la resolución del modelo estratégico, imponiendo criterios adicionales para la localización de las mismas. Sin embargo, si se hiciera de esta manera y se planteara un modelo estratégico sin restricciones hidrológicas, las soluciones obtenidas podrían ser incompatibles con el posterior modelo táctico, como de hecho ocurre con las soluciones del Modelo 3. Esta es la razón por la que se incorporan restricciones hidrológicas en el Modelo 5: “preparar el camino” para que en un posterior modelo táctico se puedan definir criterios espaciales adicionales para la localización de las cortas y obtener, exactamente, qué teselas se debe cortar en cada uno de los años del período de planificación. En esta línea, Weintraub y Cholaky (1991) también proponen un enfoque jerárquico para resolver un problema de planificación forestal a escalas estratégica y táctica, formulando para ello dos modelos de programación entera mixta.

En el contexto de esta Tesis se han planteado dos objetivos que podrían parecer antagónicos. Por un lado, al formular el Modelo 2 (Modelo flexible de división combinada) y analizar la solución alcanzada, especialmente en comparación con la del Modelo 1 (Modelo rígido de división combinada), se plantea como objetivo reducir la fragmentación de la masa. Por otra parte, con la incorporación de las restricciones hidrológicas, se plantea aparentemente lo contrario, es decir, limitar el tamaño de las cortas. La relación entre el tamaño de las cortas y los efectos hidrológicos producidos está ampliamente aceptada. En este sentido, Rowse y Center (1998) estudian la relación entre el tamaño de las cortas y la escorrentía generada considerando tres posibles tamaños de corta, obteniendo los coeficientes de escorrentía para

cada uno de ellos. En definitiva, con el Modelo 5 se pretende formular lo que en realidad sucede en las explotaciones madereras, en las que por un lado, desde un punto de vista operativo, se persiguen grandes zonas de actuación (la concentración de las cortas), y por otro, se limitan dichas superficies para controlar los efectos adversos como la erosión. Se trata simplemente de objetivos en conflicto, por lo que las técnicas de decisión multicriterio constituyen un marco ideal para abordar el problema.

En la Tabla 5.11 se muestra la razón o cociente de los valores de los indicadores de sostenibilidad obtenidos con el Modelo 5 y con el Modelo 3. Por ejemplo, el valor actual neto de las cortas con la alternativa 1C12RNPV al resolver el Modelo 5 (con restricciones hidrológicas) supuso un 98,3% del valor alcanzado por la misma con el Modelo 3 (sin restricciones hidrológicas). De esta manera, para cada alternativa de gestión se comparan dichos valores para determinar en qué casos se obtiene una mejoría del indicador considerado y en cuáles empeoran. Así, subrayados se destacan aquellos valores que empeoran al introducir las restricciones hidrológicas, mientras que en cursiva se muestran los valores que mejoran con la introducción de dichas restricciones. A este respecto, es importante recordar que algunos de los indicadores son del tipo “cuanto más, mejor” (NPV, THV y NCC), mientras que otros son del tipo “cuanto menos, mejor” (EFT, THV/G, MHA), por lo que en los primeros indicadores la mejoría se produce con valores por encima del 100% y en los últimos la mejoría se produce con valores inferiores al 100%.

Como se ha comentado en el Capítulo de Resultados, las matrices de indicadores de los Modelos 3 y 5 resultaron muy similares, aunque obviamente los valores de las funciones objetivo maximizadas (celdas sombreadas en la Tabla 5.11) fueron algo menores en el Modelo 5 al introducir nuevas restricciones que reducían el espacio de soluciones. Como se observa en la Tabla 5.11, la disminución en los valores de los indicadores fue, en todos los casos, inferior al 3%, es decir, la incorporación de las restricciones hidrológicas supuso, en el peor de los casos, una reducción del 3% en la función objetivo, siendo en muchos casos inferior al 0,5% (en 11 de las 18 alternativas de gestión analizadas). De aquí se desprende que el “coste” de incorporar este tipo de restricciones no resultó elevado en términos de función objetivo. Parece por lo tanto razonable incorporar estas restricciones en la gestión de plantaciones en áreas con problemas erosivos (fuertes pendientes), pues aportarán claros beneficios ambientales (en forma de reducción de la erosión) y supondrán escasas “renuncias” en término de función objetivo.

Tabla 5.11. Ratio (%) de los valores de los indicadores de sostenibilidad obtenidos con los Modelo 5 y 3. Los porcentajes subrayados indican un empeoramiento del índice y los porcentajes en cursiva indican una mejoría del índice. Las celdas sombreadas indican la función objetivo de cada alternativa.

Alternativa	NPV (más, mejor)	THV (más, mejor)	NCC (más, mejor)	EFT (menos, mejor)	THV/G (menos, mejor)	MHA (menos, mejor)
1C12RNPV	<u>98,3%</u>	<u>97,0%</u>	<i>100,8%</i>	52,8%	<u>100,4%</u>	66,9%
1C12RTHV	<u>98,5%</u>	<u>97,1%</u>	<i>101,2%</i>	53,5%	<u>100,5%</u>	55,8%
1C12RNCC	<u>99,5%</u>	<u>98,3%</u>	<u>99,7%</u>	99,0%	<u>100,7%</u>	61,6%
2C12RNPV	<u>98,8%</u>	<u>97,1%</u>	<i>101,5%</i>	89,5%	<u>100,6%</u>	65,8%
2C12RTHV	<u>98,5%</u>	<u>97,6%</u>	<i>100,3%</i>	<u>100,2%</u>	<u>100,3%</u>	63,6%
2C12RNCC	<u>99,2%</u>	<u>97,7%</u>	<u>99,6%</u>	<u>101,5%</u>	<u>100,3%</u>	67,5%
1C15RNPV	<u>99,7%</u>	<i>100,1%</i>	<u>99,9%</u>	78,9%	100,0%	52,4%
1C15RTHV	<i>100,1%</i>	<u>99,9%</u>	<i>100,3%</i>	88,3%	100,0%	71,0%
1C15RNCC	<i>102,5%</i>	<i>106,3%</i>	<u>99,7%</u>	<u>120,6%</u>	<u>100,1%</u>	56,3%
2C15RNPV	<u>99,8%</u>	<i>100,6%</i>	100,0%	86,4%	99,9%	65,0%
2C15RTHV	100,0%	<u>100,0%</u>	100,0%	98,3%	100,0%	79,5%
2C15RNCC	<i>100,7%</i>	<i>100,9%</i>	<u>99,8%</u>	<u>101,5%</u>	<u>100,2%</u>	56,8%
1C18RNPV	<u>99,8%</u>	<i>100,1%</i>	<i>100,2%</i>	92,3%	99,9%	65,0%
1C18RTHV	<u>99,9%</u>	<u>99,9%</u>	<u>99,6%</u>	91,7%	<u>100,2%</u>	76,6%
1C18RNCC	<i>100,6%</i>	<i>100,3%</i>	<u>99,7%</u>	83,1%	100,0%	66,4%
2C18RNPV	<u>99,8%</u>	<u>99,7%</u>	<i>100,2%</i>	90,6%	100,0%	65,1%
2C18RTHV	<u>99,9%</u>	<u>99,9%</u>	<u>99,7%</u>	97,1%	99,9%	85,2%
2C18RNCC	<i>100,3%</i>	<i>100,7%</i>	<u>99,7%</u>	83,5%	100,0%	66,7%

Si se observa con detalle la Tabla 5.11, se observan variaciones importantes en las columnas correspondientes a los indicadores EFT (uniformidad de los volúmenes de corta durante el período de planificación) y MHA (superficie media de las cortas). Con respecto al indicador EFT, puede observarse que, por lo general, mejoró al introducir las restricciones hidrológicas, y que únicamente empeoró de manera notable en una de las alternativas analizadas, lo que implicaría una producción en dientes de sierra, con grandes variaciones del volumen de corta entre unos años y otros. En cuanto a la superficie media de las corta, se aprecia una clara mejoría como consecuencia de la introducción de las restricciones hidrológicas. Estas nuevas restricciones implican tamaños menores en las cortas y “fuerzan” a encontrar soluciones con cortas en distintos años (no concentradas en un mismo año). Como se puede observar en la Tabla, todos los valores aparecen en azul, lo que quiere decir que este indicador siempre mejoró con la incorporación de las restricciones hidrológicas, llegando a alcanzar valores

cercanos al 50%, es decir, alternativas con superficies medias de corta próximas a la mitad que en el caso equivalente del Modelo 3.

Por último, con respecto a los rankings obtenidos, ya se ha comentado que variaron poco como consecuencia de la incorporación de las restricciones hidrológicas. Así, como se ha comentado en los Resultados, en la Tabla 5.10 se aprecia que las alternativas de uno y otro modelo (Modelos 3 y 5) quedan entremezcladas, lo que indica que las alternativas de un Modelo no fueron siempre mejores que las del otro. La evaluación conjunta de las alternativas de ambos modelos permite cuantificar la “calidad” de cada una de forma ponderada (considerando todos los indicadores mediante la función de logro, y no únicamente a partir de la función objetivo) y cuantificar de manera objetiva el “coste” (o beneficio) que tiene la incorporación de restricciones hidrológicas en cada uno de los casos. Evidentemente, y como ya se ha discutido, todo lo que se ha planteado depende de qué indicadores se utilicen para la ponderación de las soluciones. Si se diseñase un indicador hidrológico que tuviera en cuenta los aspectos erosivos de las cortas realizadas, seguramente las soluciones del Modelo 5 “dominarían” a las soluciones del Modelo 3, pero en el marco de esta Tesis no se ha diseñado ningún indicador de este tipo (podría plantearse como una mejora para el futuro). No obstante, teniendo en cuenta el comportamiento del indicador MHA, que, como se ha indicado, mejora notablemente al introducir las restricciones hidrológicas, podría, al menos en parte, servir de referencia para evaluar desde un punto de vista hidrológico las distintas alternativas planteadas; no en vano la mayoría de las regulaciones y manuales de buenas prácticas establecen unos límites para el tamaño de las cortas con el fin de introducir estos criterios hidrológicos.

En una línea similar a lo planteado en esta Tesis, Rowse y Center (1998) formularon un modelo cuya función objetivo consistía en maximizar el valor actual neto de la madera y del agua producida en la cuenca, limitando la superficie total de las cortas en cada período e incluyendo restricciones para asegurar un flujo de madera constante a lo largo del tiempo. De igual modo, con el objetivo de controlar la erosión, Rauscher et al. (2000) propusieron limitar el tamaño total de las cortas en cualquier rodal, aunque en su trabajo establecieron un límite arbitrario para todos los rodales igual al 25% de su superficie, planteando además otras medidas como que los rodales adyacentes a los cauces tuvieran un área basimétrica de especies perennifolias y una fracción de cabida cubierta por encima de determinados umbrales, etc. Finalmente, Weintraub et al. (2000) propusieron limitar la proporción de la

cuenca hidrológica que podía cortarse en un período de tiempo dado, así como el mantenimiento de bandas de amortiguación o protección de distinta anchura a lo largo de los cursos de agua y de las vías, la creación de cargaderos de madera de menor capacidad, la prohibición de la construcción de vías en laderas inestables, la minimización del uso de skidders en zonas sensibles, etc. En definitiva, en ambos trabajos se limita el tamaño de las cortas a partir de unos porcentajes fijos previamente establecidos, bien para cada uno de los rodales, bien para el conjunto de la cuenca, sin entrar a considerar las características fisiográficas de cada zona de actuación. En una línea diferente, Weintraub y Cholaky (1991) formularon restricciones sobre la cantidad total de sedimentos producidos en cada zona y período, lo que exigía conocer de manera previa la cantidad de sedimentos que se generaría en cada zona como consecuencia de cada alternativa de gestión considerada. Bevers et al. (1996) combinaron un modelo de programación de las cortas con un modelo de simulación y tránsito de avenidas. Para ello seleccionaron varias tormentas y generaron sus hidrogramas para cada período del modelo de planificación de las cortas, maximizando el valor actual neto de las cortas sujeto a restricciones sobre el caudal punta producido. Por último, Bettinger et al. (1998b) analizaron la influencia de las cortas en la producción de sedimentos y la temperatura del agua en los cauces, y formularon un modelo de programación no lineal entera para maximizar el valor actual neto de las cortas y actuaciones sobre la red viaria de una cuenca sujeto a restricciones de regularidad del volumen de madera extraído, del nivel máximo de sedimentos en los cursos de agua y de temperatura máxima del agua.

Por otra parte, Loehle (2000) analizó la producción y movimiento de los sedimentos en la cuenca hasta llegar a los cauces. En este trabajo, aunque no se definió un concepto equivalente al de vecindario hidrológico propuesto en esta tesis, sí que se contempla la conexión entre celdas y el movimiento de agua y sedimentos, analizando además cómo los sedimentos recibidos son retenidos en una celda (en función de la edad de la masa) o circulan aguas abajo. Finalmente, Hof y Bevers (2000), en lugar de trabajar con celdas, consideraron las superficies que vierten directamente a los distintos tramos fluviales de la cuenca, y formularon un modelo de programación lineal para minimizar la suma de los niveles medios de sedimentos durante el horizonte de planificación sujeto a la obtención de un volumen de madera mínimo en cada período.

CAPÍTULO 7: CONCLUSIONES

*When we reach our goal,
we believe that the road taken was the good one.*
Paul Valéry

En este capítulo, se presentan las conclusiones a las que se ha llegado en relación con los objetivos formulados en el Capítulo 2 de esta Tesis Doctoral. Así, con respecto al primer objetivo, se han obtenido las siguientes conclusiones:

- 1) Los modelos de programación matemática permiten planificar las cortas de regeneración de las masas forestales de una manera menos arbitraria que mediante la aplicación del enfoque de división por cabida (*area control method*) utilizado tradicionalmente en España, tanto en la ordenación de masas coetáneas como de masas regulares e irregulares.
- 2) El Modelo 0 de programación lineal formulado en esta Tesis permite formalizar el Método de división por cabida (MDC) en masas con método de beneficio de monte alto cuando existen distintas calidades de estación.
- 3) El Modelo rígido de división combinada (Modelo 1 de esta Tesis Doctoral) se ha demostrado eficaz en la formulación del MDC para montes bajos regulares de especies como *Eucalyptus globulus*, capaces de rebrotar tras la corta.
- 4) La Serie Ordenada de Tranzones y la Serie Graduada de Tranzones no son las únicas estructuras globales de equilibrio (montes normales) que garantizan la condición de renta constante en volumen de madera una vez concluido el horizonte de planificación. El Modelo flexible de división combinada (Modelo 2 de esta Tesis Doctoral) demuestra que es posible aplicar un método de ordenación alternativo al MDC que permite programar las cortas de una manera más flexible, asegura la condición de rentas futuras constantes y evita una excesiva fragmentación de las masas.

Con relación al segundo objetivo planteado, se han obtenido las siguientes conclusiones:

- 5) Los modelos matemáticos de programación de las cortas como el Modelo 3 de esta Tesis permiten incorporar indicadores para evaluar de manera objetiva la sostenibilidad de la gestión de las plantaciones forestales. Para ello, resulta necesario expresar dichos indicadores en función de las variables de decisión de los modelos formulados.
- 6) El Modelo 4 de esta Tesis Doctoral demuestra que es posible formular un modelo de decisión multicriterio para evaluar la sostenibilidad global de distintas alternativas de gestión de las plantaciones forestales.

7) Los índices de sostenibilidad global permiten considerar de manera simultánea indicadores de distinta naturaleza (económica, social y ambiental) y ordenar las distintas alternativas de gestión consideradas en función de diversas métricas.

Por último, en relación con el tercer objetivo, se han obtenido las siguientes conclusiones:

8) El concepto de “vecindario hidrológico” de una celda definido en esta Tesis Doctoral permite analizar las relaciones hidrológicas entre celdas adyacentes a partir del análisis topográfico y las direcciones de flujo resultantes.

9) El análisis agregado de los vecindarios hidrológicos de las celdas a nivel de rodal permite generar un conjunto de restricciones con el fin de limitar el tamaño de las cortas y mitigar sus potenciales problemas (emisión de sedimentos, disminución de la calidad del agua en los cauces, etc.). La incorporación de este tipo de restricciones en los modelos estratégicos de programación de las cortas (Modelo de división combinada con restricciones hidrológicas o Modelo 5) se ha demostrado eficaz y necesaria como paso previo a la formulación de un modelo táctico.

BIBLIOGRAFÍA

*Y así, del poco dormir y del mucho leer, se le secó el cerebro,
de manera que vino a perder el juicio.*
Miguel de Cervantes

Abdelnour, A., Stieglitz, M., Pan, F., McKane, R. (2011). Catchment hydrological responses to forest harvest amount and spatial pattern. *Water Resources Research* 47(9): 1-18.

Abernethy, C. (1990). The use of river and reservoir sedimentation data for the study of regional erosion rates and trends. *International Symposium on Water Erosion Sedimentation and Resource Conservation*, Dehradun, India, Octubre 1990.

AF&PA (2003). *Sustainable Forestry Initiative: A Good Sign Somebody Cares*. En: *Eighth Annual Progress Report*, AF&PA. Washington DC. 24 pp.

Amador, F., Romero, C. (1989). Redundancy in lexicographic goal programming. An empirical approach. *European Journal of Operational Research* 41: 347-354.

Anderson, H. W., Hobba, R. L. (1959). Forests and floods in the northwestern United States. *International Association of Hydrological Sciences Publication* 48: 30-39.

Arthur, M. A., Coltharp, G. B., Brown, D. L. (1998). Effects of Best Management Practices on Forest Streamwater Quality in Eastern Kentucky. *Journal of the American Water Resources Association* 34(3): 481-495.

Asociación Forestal de Galicia (2007). <http://www.asociacionforestal.org> (consultada 17-12-2007).

Aubertin, G. M., Patric, J. H. (1974). Water quality after clearcutting a small watershed in West Virginia. *Journal of Environmental Quality* 3(3): 243-249.

Aust, W. M. (1994). Best Management Practices for forested wetlands in the southern Appalachian region. *Water, Air, & Soil Pollution* 77: 457-468.

Aust, W. M., Blinn, C. R. (2004). Forestry best management practices for timber harvesting and site preparation in the eastern United States: An overview of water quality and productivity research during the past 20 years (1982-2002). *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 4(1): 5-36.

Azevedo, J. C., Williams, J. R., Messina, M. G., Fisher, R. F. (2005a). Impacts of the sustainable forestry initiative landscape level measures on hydrological processes. *Water Resources Management* 19(2): 95-110.

Azevedo, J. C., Wu, X. Ben, Messina, M. G., Fisher, R. F. (2005b). Assessment of Sustainability in Intensively Managed Forested Landscapes: A Case Study in Eastern Texas. *Forest Science* 51(4): 321-333.

Balana, B. B., Mathijs, E., Muys, B. (2010). Assessing the sustainability of forest management: an application of multi-criteria decision analysis to community forests in northern Ethiopia. *Journal of Environmental Management* 91(6): 1294-1304.

Banhara, J. R., Rodríguez, L. C. E., Seixas, F., Moreira, J. M. M. A. P., da Silva, L. M. S., Nobre, S. R., Cogswell, A. (2010). Agendamento otimizado da colheita de madeira de eucaliptos sob restrições operacionais, espaciais e climáticas. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, 38(85): 85-95.

Barba-Romero, S. (1987). Panorámica actual de la decisión multicriterio discreta. *Investigaciones Económicas* XI(2): 279-308.

Barba-Romero, S., Pomerol, J. C. (1997). *Decisiones multicriterio. Fundamentos teóricos y utilización práctica*. Universidad de Alcalá de Henares, Madrid. 420 pp.

Barrett, T. M., Gillies, J. K. (2000). Even-aged restrictions with sub-graph adjacency. *Annals of Operations Research* 95: 159-175.

Basher, L. R., Hicks, D. M., Clapp, B., Hewitt, T. (2011). Sediment yield response to large storm events and forest harvesting, Motueka River, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 45: 333-356.

Bates, C. G., Henry, A. J. (1928). Forest and streamflow experiment at Wagon Wheel Gap, Colorado. *Monthly Weather Review* 30: 1-79.

Beasley, R. S., Granillo, A. B. (1988). Sediment and water yields from managed forests on flat coastal plain sites. *Water Resources Bulletin* 24(2): 361-388.

Beasley, R. S., Granillo, A. B., Zilmer, V. (1986). Sediment losses from forest management: mechanical vs. chemical site preparation after clearcutting. *Journal of Environmental Quality* 15(4): 413-416.

Ben-Hur, M., Fernández, C., Sarkkola, S., Santamarta Cerezal, J. C. (2011). Overland Flow, Soil Erosion and Stream Water Quality in Forest Under Different Perturbations and Climate Conditions. En: Bredemeier, M., Cohen, S., Godbold, D. L., Lode, E., Pichler, V., and Schleppei, P. (eds.), *Forest Management and the Water Cycle: An Ecosystem-Based approach*. Springer-Verlag, Dordrecht, pp. 263-289.

Berris, S. N., Harr, R. D. (1987). Comparative snow accumulation and melt during rainfall in forested and clear-cut plots in the Western Cascades of Oregon. *Water Resources Research* 23(1): 135-142.

Beschta, R. L. (1978). Long-term patterns of sediment production following road construction and logging in the Oregon Coast Range. *Water Resources Research* 14(6): 1011-1016.

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(2): 561-584.

Bettinger, P., Johnson, K. N., Sessions, J. (1998a). Evaluating the association among alternative measures of cumulative watershed effects on a forested watershed in eastern Oregon. *Western Journal of Applied Forestry* 13(1): 15-22.

Bettinger, P., Kim, Y. H. (2008). Spatial Optimisation - Computational Methods. En: Gadow, K., Pukkala, T. (eds.), *Designing Green Landscapes*. Springer, New York, pp. 111-135.

Bettinger, P., Sessions, J., Boston, K. (1997). Using tabu search to schedule timber harvests subject to spatial wildlife goals for big game. *Ecological Modelling* 94(2-3): 111-123.

Bettinger, P., Sessions, J., Johnson, K. N. (1998b). Ensuring the compatibility of aquatic habitat and commodity production goals in eastern Oregon with a Tabu search procedure. *Forest Science* 44(1): 96-112.

Beven, K. J., Wood, E. F. (1983). Catchment geomorphology and the dynamics of runoff contributing areas. *Journal of Hydrology* 65(1-3): 139-158.

Bevers, M., Hof, J. (1999). Spatially optimizing wildlife habitat edge effects in forest management linear and mixed-integer programs. *Forest Science* 45: 249-258.

Bevers, M., Hof, J., Troendle, C. (1996). Spatially optimizing forest management schedules to meet stormflow constraints. *Water Resources Bulletin* 32(5): 1007-1015.

Binkley, D., Brown, T. C. (1993). Forest sources as non-point sources of pollution in North America. *Water Resources Bulletin* 29: 729-740.

Binkley, D., Stape, J. L. (2004). Sustainable management of *Eucalyptus* plantations in a changing world. En: Borralho, N. M. G.; Pereira, J. S.; Marques, C.; Coutinho, J.; Madeira, M. y Tomé, M. (eds.), *Eucalyptus in a changing world. Proceedings of IUFRO Conference*. Aveiro, 11-15 Octubre 2004.

Böhner, J., Selige, T. (2006). Spatial Prediction of Soil Attributes Using Terrain Analysis and Climate Regionalisation. En: Böhner, J., McCloy, K. R., Strobl, J. (eds.), *SAGA – Analysis and Modelling Applications, Göttinger Geographische Abhandlungen* 115: 13-27.

Borg, H., Hordacre, A., Batini, F. (1988). Effects of logging in stream and river buffers on watercourses and water quality in the southern forests of western Australia. *Australian Forestry* 51(2): 98-105.

Borges, J. G., Falcão, A., Miragaia, C., Marques, P., Marques, M. (2003). A decision support system for forest ecosystem management in Portugal. En: Arthaud G. J. y Barrett, T. M. (eds.), *System analysis in forest resources*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 155-163.

Borges, J. G., Gomes, J. A., Falcão, A., Hoganson, H. M. (1999). Heurística baseada em programação dinâmica e restrições de adjacência em gestão florestal. Exemplo em montado de sobro e aplicação em eucaliptal. *Revista Florestal* XII(1/2): 99-107.

Borges, J. G., Hoganson, H. M. (2000). Structuring a landscape by forestland classification and harvest scheduling spatial constraints. *Forest Ecology and Management* 130: 269-275.

Bormann, F. H., Likens, G. E. (1979). *Pattern and process in a forested ecosystem*. Springer-Verlag, New York, 253 pp.

Bosch, J. M., Hewlett, J. D. (1982). A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology* 55: 3-23.

Boston, K., Bettinger, P. (1999). An Analysis of Monte Carlo Integer Programming, Simulated Annealing, and Tabu Search Heuristics for Solving Spatial Harvest Scheduling Problems. *Forest Science* 45(2): 292-301.

Bowling, L. C., Storck, P., Lettenmaier, D. P. (2000). Hydrologic effects of logging in western Washington, United States. *Water Resources Research* 36(11): 3223-3240.

Bracken, L. J., Croke, J. (2007). The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff-dominated geomorphic systems. *Hydrological Processes* 21(13): 1749-1763.

Brardinoni, F., Hassan, M. A., Slaymaker, H. O. (2002). Complex mass wasting response of drainage basins to forest management in coastal British Columbia. *Geomorphology* 49: 109-124.

Broadmeadow, S., Nisbet, T. R. (2004). The effects of riparian forest management on the freshwater environment: A literature review of best management practice. *Hydrology and Earth System Sciences* 8(3): 286-305.

Brosfokske, K. D., Chen, J., Naiman, R. J., Franklin, J. F. (1997). Harvesting effects on microclimatic gradients from small streams to uplands in Western Washington. *Ecological Applications* 7(4): 1188-1200.

Bruijnzeel, L. A. (2004). Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104(1): 185-228.

Brumelle, S., Granot, D., Halme, M., Vertinsky, I. (1998). A tabu search algorithm for finding good forest harvest schedules satisfying green-up constraints. *European Journal of Operational Research* 106(2-3): 408-424.

Cacho, O. J., Hean, R. L., Wise, R. (2003). Carbon-accounting methods and reforestation incentives. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 47: 153-179.

Calder, I. R., Newson, M. D. (1979). Land use and upland water resources in Britain –a strategic look. *Water Resources Bulletin* 16: 1628-1639.

Calviño-Cancela, M., Rubido-Bará, M., van Etten, E. J. B. (2012). Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity? *Forest Ecology and Management* 270: 153-162.

Carter, D. R., Vogiatzis, M., Moss, C. B., Arvanitis, L. G. (1997). Ecosystem management or infeasible guidelines? Implications of adjacency restrictions for wildlife habitat and timber production. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 1302-1310.

CERNA Ingeniería y Asesoría Medioambiental, S.L.L. (2004). Proyecto de Ordenación del Monte Coroa. Lugo, Galicia.

Chang, M., Roth, F. A., Hunt, E. V. (1982). Sediment production under various forest-site conditions. En: Walling D. E. (ed.), *Recent Developments in the Explanation and Prediction of Erosion and Sediment Yield*. International Association of Hydrological Sciences Publication 137: 13-22.

Chappell, N. A., Douglas, I., Hanapi, J. M., Tych, W. (2004). Sources of suspended sediment within a tropical catchment recovering from selective logging. *Hydrological Processes* 18(4): 685-701.

Chen, Z. M., He, M. (1991). Studies on the utility of forest hydrology using a catchment model. En: Kienitz, G. Milly, P. C. D., Van Genuchten, M. Th., Rosbjerg, D., Shuttleworth, W. J. (eds.), *Proceedings of the Symposium on Hydrological Interactions between Atmosphere, Soil and Vegetation*. Vienna, Austria. International Association of Hydrological Sciences Publication, Wallingford, UK, pp 345-358.

Chistner, I. R., Harr, R. D. (1982). Peak stream flows from the transient snow zone, western Cascades, Oregon. En: *Proceedings of the 50th Western Snow Conference*, Bernard Shafer (ed.), Fort Collins, Colorado. pp. 27-38.

Colegio de Ingenieros de Montes (2005). *Prontuario forestal*. Mundi-Prensa Libros, S.A. 1500 pp.

Constantine, J. A., Pasternack, G. B., Johnson, M. L. (2005). Logging effects on sediment flux observed in a pollen-based record of overbank deposition in a northern California catchment. *Earth Surface Processes and Landforms* 30(7): 813-821.

Cornish, P. M. (1993). The effects of logging and forest regeneration on water yields in a moist eucalypt forest in New South Wales, Australia. *Journal of Hydrology* 150: 301-322.

Cornish, P. M. (2001). The effects of roading, harvesting and forest regeneration on streamwater turbidity levels in a moist eucalypt forest. *Forest Ecology and Management* 152(1-3): 293-312.

Cornish, P. M., Vertessy, R. A. (2001). Forest age-induced changes in evapotranspiration and water yield in a eucalypt forest. *Journal of Hydrology* 242(1-2): 43-63.

Cosandey, C. (1993). Conséquences hydrologiques d'une coupe forestière. Le cas du bassin de la Latte (Mont-Lozère, France). En: *L'Eau, la Terre et les Hommes*. Presses Universitaires de Nancy, Nancy, France, pp. 355-363.

Costa-Cabral, M. C., Burges, S. J. (1994). Digital Elevation Model Networks (DEMON): A model of flow over hillslopes for computation of contributing and dispersal areas. *Water Resources Research* 30(6): 1681-1692.

Cox, E. S., Sullivan, J. (1995). Harvest scheduling with spatial wildlife constraints: An empirical examination of tradeoffs. *Journal of Environmental Management* 43: 333-348.

Craswell, E., Niamkul, C., Penning de Vries, F. W. T. (1998). Catchment approach to combating soil erosion in Asia —the Managing Soil Erosion Consortium (MSEC). En: Penning de Vries, F. W. T., Agus, F., and Kerr, J. (eds.), *Soil Erosion at Multiple Scales: Principles and Methods for Assessing Causes and Impacts*. IBSRAM. CABI Publishing. Wallingford, UK, pp. 161-174.

Creed, I. F., Sass, G. Z., Buttle, J. M., Jones, J. A. (2011). Hydrological principles for sustainable management of forest ecosystems. *Hydrological Processes* 25(13): 2152-2160.

Croke, J., Hairsine, P., Fogarty, P. (1999a). Runoff generation and re-distribution in logged eucalyptus forests, south-eastern Australia. *Journal of Hydrology* 216: 56-77.

Croke, J., Hairsine, P., Fogarty, P. (1999b). Sediment transport, redistribution and storage on logged forest hillslopes in south-eastern Australia. *Hydrological Processes* 13: 2705-2720.

Croke, J., Hairsine, P., Fogarty, P. (2001). Soil recovery from track construction and harvesting changes in surface infiltration, erosion and delivery rates with time. *Forest Ecology and Management* 143: 3-12.

Croke, J., Mockler, S. (2001). Gully initiation and road-to-stream linkage in a forested catchment, southeastern Australia. *Earth Surface Processes and Landforms* 26(2): 205-217.

Cubbage, F., Mac Donagh, P., Sawinski, J. J., Rubilar, R., Donoso, P., Ferreira, A., Hoeflich, V., Morales Olmos, V., Ferreira, G., Balmelli, G., Siry, J., Báez, M. N., Álvarez, J. (2007). Timber investment returns for selected plantations and native forests in South America and the Southern United States. *New Forests* 33: 237-255.

Curtis, F. H. (1962). Linear programming the management of a forest property. *Journal of Forestry* 60(9): 611-616.

David, J. S., Henriques, M. O., David, T. S., Tomé, J., Ledger, D. C. (1994). Clearcutting effects on streamflow in coppiced *Eucalytus globulus* stands in Portugal. *Journal of Hydrology* 162: 143-154.

Davis, L. S., Johnson, K. N., Bettinger, P. S., Howard, T. E. (2001). *Forest management*. Fourth edition. McGraw-Hill, Inc., New York. 804 pp.

Desmet, P. J. J., Govers, G. (1996). A GIS Procedure for Automatically Calculating the USLE LS Factor on Topographically Complex Landscape Units. *Journal of Soil and Water Conservation* 51(5): 427-433.

Diaz-Balteiro, L. (2007). Letter to the editor. *Journal of Forest Economics* 13: 291-292.

Diaz-Balteiro, L., Bertomeu, M., Bertomeu, M. (2009a). Optimal harvest scheduling in *Eucalyptus* plantations. A case study in Galicia (Spain). *Forest Policy and Economics* 11: 548-554.

Diaz-Balteiro, L., Bertomeu, M., Giménez, J. C. (2008). Gestión óptima de *Eucalyptus globulus* en Galicia. *III Congreso de la Asociación Hispano-Portuguesa de Economía de los Recursos Naturales y Ambientales* (AERNA), Mallorca, junio 2008.

Diaz-Balteiro, L., Borges, J. G., Bertomeu, M., Borges, P. (2009c). Aplicación de herramientas optimizadoras para la gestión de plantaciones de *Eucalyptus globulus* en la Península Ibérica. En: *Actas del 5.º Congreso Forestal Español*. Ávila. Sociedad Española de Ciencias Forestales, 12 pp.

Diaz-Balteiro, L., González-Pachón, J., Romero, C. (2009b). Forest management with multiple criteria and multiple stakeholders: an application to two public forests in Spain. *Scandinavian Journal of Forest Research* 24: 87-93.

Diaz-Balteiro, L., Rodríguez, L. C. E. (2006). Optimal rotations on *Eucalyptus* plantations including carbon sequestration —A comparison of results in Brazil and Spain. *Forest Ecology and Management* 229: 247-258.

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.

Díaz-Balteiro, L., Romero, C. (2004a). Sustainability of forest management plans: A discrete goal programming approach. *Journal of Environmental Management* 71(4): 351-359.

Díaz-Balteiro, L., Romero, C. (2004b). In search of a natural systems sustainability index. *Ecological Economics* 49: 401-405.

Douglas, I., Greer, T., Kawi, B., Waidi, S. (1993). Impact of roads and compacted ground on post-logging sediment yield in a small drainage basin, Sabah, Malaysia. Hydrology of warm humid regions. En: *Proceedings of the Yokohama Symposium*, IAHS Publication No. 216, Oxfordshire, pp. 213-218.

Dubicki, A. (1994). Changes in catchment discharge associated with forest dieback in regions of Poland affected by long-range transported air pollutants. *Ecological Engineering* 3(3): 291-298.

Ducey, M. J., Larson, B. C. (1999). A fuzzy set approach to the problem of sustainability. *Forest Ecology and Management* 115(1): 29-40.

Dunne, T., Moore, T. R., Taylor, C. H. (1975). Recognition and prediction of runoff-producing zones in humid regions. *Hydrological Sciences Bulletin* 20: 305-327.

Ebisemiju, F. S. (1990). Sediment delivery ratio prediction equations for short catchment slopes in a humid tropical environment. *Journal of Hydrology* 114: 191-208.

Fahey, B., Jackson, R. (1997). Hydrological impacts of converting native forests and grasslands to pine plantations, South Island, New Zealand. *Agricultural and Forest Meteorology* 84(1-2): 69-82.

Fairfield, J., Leymarie, P. (1991). Drainage networks from grid digital elevation models. *Water Resources Research* 27(5): 709-717.

Falcão, A. O., Borges, J. G. (2003). Heurísticas para a integração de níveis estratégico e operacional da gestão florestal em problemas de grande dimensão. *Scientia Forestalis* 63: 94-102.

Farley, K. A., Jobbágy, E. G., Jackson, R. B. (2005). Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology* 11(10): 1565-1576.

Fernández López, A. (1982). Evaluación del crecimiento y productividad del monte bajo de *Eucalyptus globulus* en rotaciones sucesivas. En: Madrigal, A., Álvarez, J.G., Rodríguez, R., Rojo, A. (eds.), *Tablas de Producción para los Montes Españoles*. 1999. Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid, pp. 175-181.

Fernández, C., Vega, J. A., Gras, J. M., Fonturbel, T. (2006). Changes in water yield after a sequence of perturbations and forest management practices in an *Eucalyptus globulus* Labill. watershed in Northern Spain. *Forest Ecology and Management* 234: 275-281.

Ferraz, S. F. B., Lima, W. de P., Rodrigues, C. B. (2013). Managing forest plantation landscapes for water conservation. *Forest Ecology and Management* 301: 58-66.

Fiksdal, A. J. (1974). *A Landslide Survey of the Stequaleho Creek Watershed*. Fisheries Research Institute, University of Washington, Seattle, Washington, USA. Supplement to Final Report FRI-UW-7404, 7 pp.

Francis, C. F., Thornes, J. B. (1990). Runoff hydrographs from three Mediterranean vegetation cover types. En: Thornes, J. B. (ed.), *Vegetation and erosion. Processes and environments*. Wiley, Chichester, pp. 363-384.

Garcia-Gonzalo, J., Borges, J. G., Hilebrand, W., Palma, J. (2012). Comparison of effectiveness of different implementations of a heuristic forest harvest scheduling search procedure with different number of decision choices simultaneously changed per move. *Lecture Notes in Management Science* 4: 179-183.

Gilliam, J. W. (1994). Riparian Wetlands and Water Quality. *Journal of Environmental Quality* 23(5): 896-900.

Gilmour, D. A. (1971). The effects of logging on streamflow and sedimentation in a North Queensland rainforest catchment. *Commonwealth Forestry Review* 50(1): 39-48.

Golding, D. L. (1987). Changes in streamflow peaks following timber harvest of a coastal British Columbia watershed. En: *Forest Hydrology and Watershed Management*, International Association of Hydrological Sciences Publication, Vancouver, pp. 509-518.

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.

Gómez, T., Hernández, M., Molina, J., León, M. A., Aldana, E., Caballero, R. (2009). A multiobjective model for forest planning with adjacency constraints. *Annals of Operations Research* 190(1): 75-92.

Gomi, T., Moore, R. D., Hassan, M. A. (2005). Suspended sediment dynamics in small forest streams of the Pacific Northwest. *Journal of the American Water Resources Association* 41: 877-898.

Gomi, T., Sidle, R. C. (2003). Bed load transport in managed steep-gradient headwater streams of southeastern Alaska. *Water Resources Research* 39(12), 14 pp.

Gomi, T., Sidle, R. C., Richardson, J. S. (2002). Understanding Processes and Downstream Linkages of Headwater Systems. *BioScience* 52(10): 905-916.

Goycoolea, M., Murray, A. T., Barahona, F., Epstein, R., Weintraub, A. (2005). Harvest Scheduling Subject to Maximum Area Restrictions: Exploring Exact Approaches. *Operations Research* 53(3): 490-500.

Goycoolea, M., Murray, A. T., Vielma, J. P., Weintraub, A. (2009). Evaluating Approaches for Solving the Area Restriction Model in Harvest Scheduling. *Forest Science* 55(2): 149-165.

Grant, G. E., Wolff, A. L. (1991). Long-term patterns of sediment transport after timber harvest, Western Cascade Mountains, Oregon, USA. En: *Sediment and Stream Water Quality in a Changing Environment: Trends and Explanation*, International Association of Hydrological Sciences Publication, Vienna, Austria, pp. 31-40.

Grayson, R. B., Haydon, S. R., Jayasuriya, M. D. A., Finlayson, B. L. (1993). Water quality monitoring in mountain ash forests —separating the impacts of roads from those of logging operations. *Journal of Hydrology* 150: 459-480.

Greenway, D. R. (1987). Vegetation and slope stability. En: Anderson, M. G., Richards, K. S. (eds.), *Slope Stability*. Wiley, Chichester, pp. 187-230.

Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A., Cummins, K. W. (1991). An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. *BioScience* 41(8): 540-551.

Guthrie, R. H. (2002). The effects of logging on frequency and distribution of landslides in three watersheds on Vancouver Island, British Columbia. *Geomorphology* 43(3-4): 273-292.

Harr, R. D. (1980). Scheduling timber harvest to protect watershed values. En: *Proceedings of Interior West Watershed Management Symposium*, Washington State University, Cooperative Extension, Pullman, Washington 99164, pp. 269-280.

Harr, R. D. (1986). Effects of clearcut logging on rain-on-snow runoff in western Oregon: a new look at old studies. *Water Resources Research* 22: 1095-1100.

Harr, R. D., McCorison, F. M. (1979). Initial effects of clearcut logging on size and timing of peak flows in a small watershed in western Oregon. *Water Resources Research* 15(1): 90-94.

Hartanto, H., Prabhu, R., Widayat, A. S., Asdak, C. (2003). Factors affecting runoff and soil erosion: plot-level soil loss monitoring for assessing sustainability of forest management. *Forest Ecology and Management* 180: 361-374.

Hartman, G. F., Scrivener, J. C., Miles, M. J. (1996). Impacts of logging in Carnation Creek, a high-energy coastal stream in British Columbia, and their implication for restoring fish habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53(Suppl. 1): 237-251.

Hewlett, J. D., Doss, R. (1984). Forests, floods, and erosion: A watershed experiment in the Southeastern Piedmont. *Forest Science* 30(2): 424-434.

Hewlett, J. D., Helvey, J. D. (1970). Effects of Forest Clear-Felling on the Storm Hydrograph. *Water Resources Research* 6(3): 768-782.

Hibbert, A. R. (1966). Forest treatment effects on water yield. En: Sopper, W. E. and Lull, H. W. (eds.), *International Symposium on Forest Hydrology*, Pergamon Press, New York, pp. 527-543.

Higman, S., Mayers, J., Bass, S., Judd, N., Nussbaum, R. (2005). *The sustainable forest handbook*. Earthscan Publications Limited, UK, 332 pp.

Hillel, D. (1998). *Environmental Soil Physics*. Academic Press, San Diego, 757 pp.

Hof, J., Bevers, M. (2000). Optimal timber harvest scheduling with spatially defined sediment objectives. *Canadian Journal of Forest Research* 30(9): 1494-1500.

Hof, J., Bevers, M. (2001). A spatial linear program for optimally scheduling forest management to meet stormflow objectives. *Journal of the American Water Resources Association* 37(3): 571-584.

Hopmans, P., Flinn, D. W., Farrell, P. W. (1987). Nutrient dynamics of forested catchments in Southeastern Australia and changes in water quality and nutrient exports following clearing. *Forest Ecology and Management* 20(3-4): 209-231.

Hornbeck, J. W., Adams, M. B., Corbett, E. S., Verry, E. S., Lynch, J. A. (1993). Long-term impacts of forest treatments on water yield: a summary for northeastern USA. *Journal of Hydrology* 150(2-4): 323-344.

Hornbeck, J. W., Kropelin, W. (1982). Nutrient Removal and Leaching from a Whole-Tree Harvest of Northern Hardwoods. *Journal of Environmental Quality* 11(2): 309-316.

Hornbeck, J. W., Martin, C. W., Pierce, R. S., Bormann, F. H., Likens, G. E., Eaton, J. S. (1986). Clearcutting northern hardwoods: Effects on hydrologic and nutrient ion budgets. *Forest Science* 32(3): 667-686.

Hornbeck, J. W., Reinhart, K. G. (1964). Water quality and soil erosion as affected by logging in steep terrain. *Journal of Soil and Water Conservation* 19: 23-27.

Huth, A., Drechsler, M., Köhler, P., Ko, P. (2005). Using multicriteria decision analysis and a forest growth model to assess impacts of tree harvesting in Dipterocarp lowland rain forests. *Forest Ecology and Management* 207: 215-232.

Ice, G. G., Stuart, G. W., Waide, J. B., Irland, L. C., Ellefson, P. V. (1997). 25 years of the Clean Water Act: How clean are forest practices? *Journal of Forestry* 95(7): 9-13.

Ide, J., Kume, T., Wakiyama, Y., Higashi, N., Chiwa, M., Otsuki, K. (2009). Estimation of annual suspended sediment yield from a Japanese cypress (*Chamaecyparis obtusa*) plantation considering antecedent rainfalls. *Forest Ecology and Management* 257(9): 1955-1965.

Imaizumi, F., Sidle, R. C., Kamei, R. (2008). Effects of forest harvesting on the occurrence of landslides and debris flows in steep terrain of central Japan. *Earth Surface Processes and Landforms* 33: 827-840.

ITTO (1992). *Criteria for the measurement of sustainable tropical forest management*. Yokohama, p. 8.

ITTO (2005). *Revised ITTO criteria and indicators for the sustainable management of tropical forests including reporting format*, p. 42.

Jakob, M., Bovis, M., Oden, M. (2005). The significance of channel recharge rates for estimating debris-flow magnitude and frequency. *Earth Surface Processes and Landforms* 30(6): 755-766.

Jamnick, M. S., Walters, K. R. (1993). Spatial and temporal allocation of stratum-based harvest schedules. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 402-413.

Jamshidi, R., Dragovich, D., Webb, A. A. (2013). Estimating catchment-scale annual soil loss in managed native eucalypt forests, Australia. *Forest Ecology and Management* 304: 20-32.

Java 1.5.0. Sun Microsystems, 2004. Java SE desktop technologies.

Jayasuriya, M. D. A., Dunn, G., Benyon, R., O'Shaughnessy, P. J. (1993). Some factors affecting water yield from mountain ash (*Eucalyptus regnans*) dominated forests in south-east Australia. *Journal of Hydrology* 150(2-4): 345-367.

Jeffries, S. B., Wentworth, T. R. y Allen, H. L. (2010). Long-term effects of establishment practices on plant communities across successive rotations in a loblolly pine (*Pinus taeda*) plantation. *Forest Ecology and Management* 260(9): 1548-1556.

Johnson, K. N., Scheurman, H. L. (1977). Techniques for prescribing optimal timber harvest and investment under different objectives: discussion and synthesis. *Forest Science* 18(Monograph): 1-31.

Jones, J. A. (2000). Hydrologic processes and peak discharge response to forest removal, regrowth, and roads in 10 small experimental basins, Western Cascades, Oregon. *Water Resources Research* 36(9): 2621-2642.

Jones, J. A., Grant, G. E. (1996). Peak Flow Responses to Clear-Cutting and Roads in Small and Large Basins, Western Cascades, Oregon. *Water Resources Research* 32(4): 959-974.

Jones, J. A., Post, D. A. (2004). Seasonal and successional streamflow response to forest cutting and regrowth in the northwest and eastern United States. *Water Resources Research* 40(5). 19 pp.

Karr, J. W., Schlosser, I. J. (1978). Water resources and the land-water interface. *Science* 201(21): 229-234.

Kasran, B., Rahim, A. (1994). Suspended sediment yield resulting from selective logging practices in a small watershed in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Forest Science* 7(2): 286-295.

Keim, R. F., Skaugset, A. E. (2003). Modelling effects of forest canopies on slope stability. *Hydrological Processes* 17(7): 1457-1467.

Keppeler, E. T., Ziemer, R. R. (1990). Logging Effects on Streamflow: Water Yield and Summer Low Flows at Caspar Creek in Northwestern California. *Water Resources Research* 26(7): 1669-1679.

Kinnell, P. I. A. (2005). Alternative approaches for determining the USLE-M slope length factor for grid cells. *Soil Science Society of America Journal* 69:674-680.

Kirby, W. M., Wong, P., Hager, W. A., Huddleston, M. E. (1980). *Guide to the Integrated Resource Planning Model*. USDA Forest Service, Berkeley, California, 211 pp.

Kirkby, M. J. (1975). Hydrograph modelling strategies. En: Peel, R., Chisholm, M., and Haggett, P. (eds.), *Processes in Human and Physical Geography*. Heinemann, London, pp. 69-90.

Kirkby, M. J., Chorley, R. J. (1967). Throughflow, Overland Flow and Erosion. *International Association of Scientific Hydrology Bulletin* 12(3): 5-21.

Klein, R. D., Lewis, J., Buffleben, M. S. (2012). Logging and turbidity in the coastal watersheds of northern California. *Geomorphology* 139-140: 136-144.

Köhler, P., Huth, A. (1998). The effects of tree species grouping in tropical rain forest modelling. Simulations with the individual based model FORMIND. *Ecological Modelling* 109(3): 301-321.

Kraske, C. R., Fernández, I. J. (1993). Biogeochemical Responses of a Forested Watershed to Both Clearcut Harvesting and Papermill Sludge Application. *Journal of Environmental Quality* 22: 776-786.

Kuczera, G. (1987). Prediction of water yield reductions following a bushfire in ash-mixed species eucalypt forest. *Journal of Hydrology* 94: 215-236.

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.

Lane, P. N. J., Mackay, S. M. (2001). Streamflow response of mixed-species eucalypt forests to patch cutting and thinning treatments. *Forest Ecology and Management* 143: 131-142.

Lane, S. N. N., Reaney, S. M. M., Heathwaite, A. L. L. (2009). Representation of landscape hydrological connectivity using a topographically driven surface flow index. *Water Resources Research* 45(8): 1-10.

Langford, K. J. (1976). Change in yield of water following a bushfire in a forest of *Eucalyptus regnans*. *Journal of Hydrology* 29: 87-114.

Langford, K. J., Moran, R. J., O'Shaughnessy, P. J. (1982). The Coranderrk experiment – the effects of roading and timber harvesting in a mature mountain ash forest on streamflow yield and quality. En: O'Loughlin, E. M. and Bren, L. J. (eds.), *Proceedings of the 1st National Symposium on Forest Hydrology*, Melbourne, pp. 92-102.

Langholtz, M., Carter, D. R., Rockwood, D. L., Alavalapati, J. R. R., Green, A. (2005). Effect of dendroremediation incentives on the profitability of short-rotation woody cropping of *Eucalyptus grandis*. *Forest Policy and Economics* 7(5): 806-817.

Van Lear, D. W. D. H., Douglass, J. E., Cox, S. K., Augspurger, M. K. (1985). Sediment and Nutrient Export in Runoff From Burned and Harvested Pine Watersheds in the South Carolina Piedmont. *Journal of Environmental Quality* 14(2): 169-174.

Lebo, M. E., Herrmann, R. B. (1998). Harvest impacts on forest outflow in coastal North Carolina. *Journal of Environmental Quality* 27: 1382-1395.

Leibsch, H. (1970). Results of research on some experimental basins in the upper Harz Mountains (Federal Republic of Germany). *Journal of Hydrology* 9(2): 163-176.

Lesch, W., Scott, D. F. (1997). The response in water yield to the thinning of *Pinus radiata*, *Pinus patula* and *Eucalyptus grandis* plantations. *Forest Ecology and Management* 99(3): 295-307.

LINDO Systems (2012). LINGO v. 13.0. Chicago, Illinois.

Lockwood, C., Moore, T. (1993). Harvest scheduling with spatial constraints: a simulated annealing approach. *Canadian Journal of Forest Research* 23(3): 468-478.

Loehle, C. (2000). Optimal control of spatially distributed process models. *Ecological Modelling* 131: 79-95.

Lomba, A., Vicente, J., Moreira, F., Honrado, J. (2011). Effects of multiple factors on plant diversity of forest fragments in intensive farmland of Northern Portugal. *Forest Ecology and Management* 262: 2219-2228.

Lynch, J. A., Corbett, E. S. (1990). Evaluation of best management practices for controlling nonpoint source pollution from silvicultural operations. *Water Resources Bulletin* 26(1): 41-52.

Lynch, J. A., Corbett, E. S., Mussallem, K. (1985). Best Management Practices for controlling non-point source pollution on forested watershed. *Journal of Soil and Water Conservation* 40(1): 164-167.

Lynch, J. A., Sopper, W. E., Corbett, E. S., Aurand, D. W. (1975). Effects of management practices on water quality and quantity: the Penn State Experimental Watersheds. En: *Proceedings of a Symposium on Municipal Watershed Management*, USDA Forest Service, Broomall, Pennsylvania, pp. 32-46.

Mabvurira, D., Pukkala, T. (2002). Optimising the management of *Eucalyptus grandis* (Hill) Maiden plantations in Zimbabwe. *Forest Ecology and Management* 166: 149-157.

Macdonald, J. S., Beaudry, P. G., Macisaac, E. A., Herunter, H. E. (2003). The effects of forest harvesting and best management practices on streamflow and suspended sediment concentrations during snowmelt in headwater streams in sub-boreal forests of British Columbia, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 33(8): 1397-1407.

Madrigal, A. (1994). *Ordenación de montes arbolados*. ICONA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 375 pp.

La Marche, J. L., Lettenmaier, D. P. (2001). Effects of forest roads on flood flows in the Deschutes River, Washington. *Earth Surface Processes and Landforms* 26(2): 115-134.

Marion, D. A., Ursic, S. J. (1993). Sediment Production in Forests of the Coastal Plain, Piedmont, and interior Highlands. En: *Proceedings of the Environmental Protection Agency and Forest Service Technical Workshop on Sediments*, Terrene Institute, Washington DC, pp. 19-27.

Martin, C. W., Hornbeck, J. W. (1994). Logging in New England need not cause sedimentation of streams. *Northern Journal fo Applied Forestry* 11(1): 17-23.

Martin, C. W., Pierce, R. S. (1980). Clearcutting patterns affect nitrate and calcium in streams of New Hampshire. *Journal of Forestry* 78(5): 268-272.

Masud, A. S., Hwang, C. L. (1981). Interactive, sequential goal programming (ISGP). *Journal of the Operational Research Society* 32: 391-400.

McClurkin, D. C., Duffy, P. D., Nelson, N. S. (1987). Changes in forest floor and water-quality following thinning and clearcutting of 20-year-old pine. *Journal of Environmental Quality* 16(3): 237-241.

McCulloch, J. S. G., Robinson, M. (1993). History of forest hydrology. *Journal of Hydrology* 150(2-4): 189-216.

McDill, M. E., Braze, J. (2000). Comparing adjacency constraint formulations for randomly generated forest planning problems with four age-class distributions. *Forest Science* 46(3): 423-436.

McDill, M. E., Rebain, S. A., Braze, J. (2002). Harvest scheduling with area-based adjacency constraints. *Forest Science* 48(4): 631-642.

McGuire, K. J., McDonnell, J. J. (2010). Hydrological connectivity of hillslopes and streams: Characteristic time scales and nonlinearities. *Water Resources Research* 46(10), 17 pp.

MCPFE (1993). General Guidelines for the Sustainable Management of forests in Europe. Second Ministerial Conference on Protection of the Forests in Europe. Helsinki, Finland. 5 pp.

MCPFE (1998). Pan-European Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management, Third Ministerial Conference on Protection of the Forests in Europe. Lisbon, Portugal. 14 pp.

MCPFE (2003). Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management. Fourth Ministerial Conference on Protection of the Forests in Europe. Vienna, Austria, p. 46.

Mealey, S. P., Lipscomb, J. F., Johnson, K. N. (1982). Solving the Habitat Dispersion Problem in Forest Planning Planning. In *Transactions of the Forty-Seventh North American Wildlife and Natural Resources Conference*, Wildlife Management Institute, Washington DC, pp. 142-153.

Medema, E. L., Lyon, G. W. (1985). The determination of financial rotation ages for coppicing tree species. *Forest Science* 31(2): 398-404.

Megahan, W. F., Kidd, W. J. (1972). Effects of Logging and Logging Roads on Erosion and Sediment Deposition from Steep Terrain. *Journal of Forestry* 70(3): 136-141.

Mendoza, G. A., Prabhu, R. (2000a). Development of a Methodology for Selecting Criteria and Indicators of Sustainable Forest Management: A Case Study on Participatory Assessment. *Environmental Management* 26(6): 659-673.

Mendoza, G. A., Prabhu, R. (2000b). Multiple criteria decision making approaches to assessing forest sustainability using criteria and indicators: a case study. *Forest Ecology and Management* 131: 107-126.

Mendoza, G. A., Prabhu, R. (2003). Qualitative multi-criteria approaches to assessing indicators of sustainable forest resource management. *Forest Ecology and Management* 174(1-3): 329-343.

Montgomery, D. R. (1994). Road surface drainage, channel initiation, and slope instability. *Water Resources Research* 30(6): 1925-1932.

Montgomery, D. R., Schmidt, K. M., Greenberg, H. M., Dietrich, W. E. (2000). Forest clearing and regional landsliding. *Geology* 28(4): 311-314.

Montréal Process (1994). Criteria and Indicators for the Conservation and Sustainable Management of Temperate and Boreal Forests. Geneva.

Montréal Process Working Group (2009). Criteria and Indicators for the Conservation and Sustainable Management of Temperate and Boreal Forests: The Montréal Process, p. 29.

Moore, I. D., Burch, G. J. (1986). Physical Basis of the Length-Slope Factor in the Universal Soil Loss Equation. *Soil Science Society of America Journal* 50: 1294-1298.

Moore, I. D., Grayson, R. B., Ladson, A. R. (1991). Digital terrain modelling: a review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrological Processes* 5(1): 3-30.

Moore, R. D., Wondzell, S. M. (2005). Physical Hydrology and the Effects of Forest Harvesting in The Pacific Northwest: A Review. *Journal of the American Water Resources Association* 41(4): 763-784.

Morgan, R. P. C. (2005). *Soil Erosion and Conservation*. Blackwell Publishing, Oxford, 304 pp.

Mrosek, T. (2001). Developing and testing of a method for the analysis and assessment of multiple forest use from a forest conservation perspective. *Forest Ecology and Management* 140(1): 65-74.

Murray, A. T. (1999). Spatial restrictions in harvest scheduling. *Forest Science* 45(1): 45-52.

Murray, A. T. (2007). Spatial Environmental Concerns. En: Weintraub, A., Romero, C., Bjørndal, T., Epstein, R. (eds.), *Handbook of Operations Research in Natural Resources*, Springer, New York, cap. 22, pp. 419-429.

Murray, A. T., Goycoolea, M., Weintraub, A. (2004). Incorporating average and maximum area restrictions in harvest scheduling models. *Canadian Journal of Forest Research* 34(2): 456-464.

Norris, V. (1993). The use of buffer zones to protect water quality: a review. *Water Resources Management* 7: 257-272.

O'Callaghan, J. F., Mark, D. M. (1984). The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer Vision, Graphics, and Image Processing* 28(3): 323-344.

Ocampo, C. J., Sivapalan, M., Oldham, C. (2006). Hydrological connectivity of upland-riparian zones in agricultural catchments: Implications for runoff generation and nitrate transport. *Journal of Hydrology* 331: 643-658.

Öhman, K. (2001). *Forest planning with consideration to spatial relationships*. Tesis Doctoral. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Silvestria 198. Swedish University of Agricultural Sciences. Umeå, Sweden. 32 pp.

O'Loughlin, E. M. (1981). Saturation regions in catchments and their relations to soil and topographic properties. *Journal of Hydrology* 53: 229-246.

Palmer, D. J., Lowe, D. J., Payn, T., Höck, B. K., McLay, C. D. A., Kimberley, M. O. (2005). Soil and foliar phosphorus as indicators of sustainability for *Pinus radiata* plantation forestry in New Zealand. *Forest Ecology and Management* 220(1-3): 140-154.

Patric, J. H. (1980). Effects of wood products harvest on forest soil and water relations. *Journal of Environmental Quality* 9(1): 73-80.

Pereira, H. C. (1992). Keynote paper. En: *10th World Forestry Congress*. Paris, pp. 139-150.

Pierce, R. S., Hornbeck, J. W., Martin, C. W., Tritton, L. M., Smith, C. T., Federer, C. A., Yawney, H. W. (1993). *Whole-tree Clearcutting in New England: Manager's Guide to Impacts on Soils, Streams, and Regeneration*. USDA Forest Service General Technical Report NE-172, Radnor, Pennsylvania, 23 pp.

Prabhu, R., Colfer, C. J. P., Dudley, R. (1999). *Guidelines for Developing, Testing and Selecting Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management*. Center for International Forestry Research (CIFOR), Jakarta, Indonesia, 186 pp.

Pringle, C. (2003). What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? *Hydrological Processes* 17(13): 2685-2689.

Python Software Foundation, 2007. Python Language Reference, version 2.7. Disponible en <http://www.python.org>.

QGis 2.6. Sistema de Información Geográfica libre y de Código Abierto. Disponible en <http://www.qgis.org>

Quinn, P., Beven, K. J., Chevallier, P., Planchon, O. (1991). The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modelling using Digital Terrain Models. *Hydrological Processes* 5(1): 59-79.

Quintero, M. A., Jerez, M., Ablan, M. (2011). Evaluación de tres técnicas heurísticas para resolver un modelo de planificación del aprovechamiento en plantaciones forestales industriales. *Interciencia* 36(5): 348-355.

Rauscher, H. M., Lloyd, F. T., Loftis, D. L., Twery, M. J. (2000). A practical decision-analysis process for forest ecosystem management. *Computers and Electronics in Agriculture* 27: 195-226.

Reisinger, T. W., Pope, P. E., Hammond, S. C. (1992). Natural recovery of compacted soils in an upland hardwood forest in Indiana. *Northern Journal fo Applied Forestry* 9(4): 138-141.

Ribeiro, R. P., Borges, J. G., Pereira, C. M., Sousa, P. M., Lé, J. P. (2005). Designing an integrated forest planning system for the forest industry: an application in Portugal. En: Bevers, M. y Barrett, T. M. (eds.), *Systems Analysis in Forest Resources: Proceedings of the 2003 Symposium*, USDA Forest Service General Technical Report, PNW-GTR-656, Stevenson/Portland, pp. 89-96.

Rickson, R. J. (1990). The role of simulated vegetation in soil erosion control. En: J. B. Thornes (ed.), *Vegetation and Erosion*, Wiley, Chichester, pp. 99-111.

Riekerk, H. (1983). Impacts of silviculture on flatwoods runoff, water quality, and nutrient budgets. *Journal of the American Water Resources Association* 19(1): 73-79.

Riesco, G. (2004). Forest management in eucalyptus stands: the Spanish case. *Actas del Congreso The Economics and Management of High Productivity Plantations*, Escola Tecnica Superior, Lugo.

Riley, S. J. (1988). Soil loss from road batters in the Karuah State Forest, Eastern Australia. *Soil Technology* 1: 313-332.

Robak, E. W. (2008). Sustainable forest management for Galicia. *Forestry Chronicle* 84: 530-533.

Roise, J. P. (1990). Multicriteria nonlinear programming for optimal spatial allocation of stands. *Forest Science* 36: 487-501.

Romero, C. (2001). Extended lexicographic goal programming: a unifying approach. *Omega* 29(1): 63-71.

Rothacher, J. (1970). Increases in Water Yield Following Clear-Cut Logging in the Pacific Northwest. *Water Resources Research* 6(2): 653-658.

Rowse, J., Center, C. J. (1998). Forest Harvesting to Optimize Timber Production and Water Runoff. *Socio-Economic Planning Sciences* 32(4): 277-293.

Ruprecht, J. K., Schofiel, N. J., Crombie, D. S., Vertessy, R. A., Stoneman, G. L. (1991). Early hydrological response to intense forest thinning in southwestern Australia. *Journal of Hydrology* 127: 261-277.

Saaty, T. L. (1977). A Scaling Method for Priorities in Hierarchical Structures. *Journal of Mathematical Psychology* 15: 234-281.

Saaty, T. L. (1980). *The Analytical Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation*. McGraw-Hill, New York, 287 pp.

Saaty, T. L. (1999). Fundamentals of the Analytic Network Process. In *Proceedings of the International Symposium on the Analytic Hierarchy Process*. Kobe, Japan, pp. 1-14.

Sahin, V., Hall, M. J. (1996). The effects of afforestation and deforestation on water yields. *Journal of Hydrology* 178(1-4): 293-309.

Sánchez, F., Rodríguez, R., Rojo, A., Álvarez, J. G., López, C., Gorgoso, J., Castedo, F., 2003. Crecimiento y tablas de producción de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* 12(2): 65-83.

Schnorbus, M., Alila, Y. (2004). Forest harvesting impacts on the peak flow regime in the Columbia Mountains of southeastern British Columbia: An investigation using long-term numerical modeling. *Water Resources Research* 40(5): 1-16.

Scott, D. F., Prinsloo, F. W. (2008). Longer-term effects of pine and eucalypt plantations on streamflow. *Water Resources Research* 44(7): 1-8.

Sheppard, S. R. J., Meitner, M. (2005). Using multi-criteria analysis and visualisation for sustainable forest management planning with stakeholder groups. *Forest Ecology and Management* 207(1-2): 171-187.

Shetron, S. G., Sturos, J. A., Padley, E., Trettin, C. (1988). Forest soil compaction: Effect of multiple passes and loadings on wheel track surface soil bulk density. *Northern Journal of Applied Forestry* 5: 120-123.

Shi, Z., Xu, D., Yang, X., Jia, Z., Guo, H., Zhang, N. (2012). Ecohydrological impacts of eucalypt plantations: A review. *Journal of Food, Agriculture & Environment* 10(3): 1419-1426.

Sidle, R. C., Chigira, M. (2004). Landslides and debris flows strike Kyushu, Japan. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 85(15): 145-151.

Sidle, R. C., Ochiai, H. (2006). *Landslides: Processes, Prediction, and Land Use*. Water Resources Monograph 18. American Geophysical Union, Washington, DC, 312 pp.

Sidle, R. C., Pearce, A. J., O'Loughlin, C. L. (1985). *Hillslope Stability and Land Use*. Water Resources Monograph 11, American Geophysical Union, Washington DC. 140 pp.

Sidle, R. C., Sasaki, S., Otsuki, M., Noguchi, S., Rahim Nik, A. (2004). Sediment pathways in a tropical forest: effects of logging roads and skid trails. *Hydrological Processes* 18(4): 703-720.

Sirin, A., Vompersky, S., Nazarov, N. (1991). Influence of forest drainage on runoff: main concepts and examples from central part of the USSR European territory. *Ambio* 20(7): 334-339.

Skarbovik, E. (1993). *On the transport of phosphorus and fine grained sediments in rivers*. Tesis Doctoral. Report No. 37. University of Oslo, Norway.

Snyder, S., ReVelle, C. (1997). Dynamic selection of harvests with adjacency restrictions: The SHARe model. *Forest Science* 43(2): 213-222.

Stednick, J. D. (1996). Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. *Journal of Hydrology* 176(1-4): 79-95.

Stieglitz, M., Shaman, J., McNamara, J., Engel, V., Shanley, J., Kling, G. W. (2003). An approach to understanding hydrologic connectivity on the hillslope and the implications for nutrient transport. *Global Biogeochemical Cycles* 17(4), 15 pp.

Stoneman, G. L. (1993). Hydrological response to thinning a small jarrah (*Eucalyptus marginata*) forest catchment. *Journal of Hydrology* 150: 393-407.

Storck, P., Bowling, L., Wetherbee, P., Lettenmaier, D. P. (1998). Application of a GIS-based distributed hydrology model for prediction of forest harvest effects on peak stream flow in the Pacific Northwest. *Hydrological Processes* 12: 889-904.

Swanson, F. J., Dyrness, C. T. (1975). Impact of clear-cutting and road construction on soil erosion by landslides in the western Cascade Range, Oregon. *Geology* 3(7): 393-396.

Swanson, F. J., Swanson, M. M., Woods, C. (1977). Inventory of mass erosion in the Mapleton Ranger district, Siuslaw National Forest. Final Report. Forestry Sciences Laboratory, Corvallis, Oregon, p. 70.

Swanston, D. N. (1991). Landslide response to timber harvest in Southeast Alaska. En: *Proceedings of the 5th Federal Interagency Sedimentation Conference*, Las Vegas, Nevada, pp. 49-56.

Tang, K., Zhou, H., Hou, X., Liu, Y. (1987). The influence of destruction and reconstruction of vegetation on soil erosion and its control in the loess plateau in China. En: Pla-Sentis (ed.), *Soil conservation and productivity*, Sociedad Venezolana de la Ciencia del Suelo, Maracay, Venezuela, pp. 963-972.

Tarboton, D. G. (1997). A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resources Research* 33(2): 309-319.

Thompson, E. F., Halterman, B. G., Lyon, T. S., Miller, R. L. (1973). Integrating timber and wildlife management planning. *Forestry Chronicle* 47(49): 247-250.

Thyer, M., Beckers, J., Spittlehouse, D., Alila, Y., Winkler, R. (2004). Diagnosing a distributed hydrologic model for two high-elevation forested catchments based on detailed stand- and basin-scale data. *Water Resources Research* 40(1), 20 pp.

Trettin, C. (1994). Hydrologic response of northern wetlands to silvicultural water management systems. En: *Water Management in Forested Wetlands*. Technical Report. USDA Forest Service, U.S. Environmental Protection Agency, p. 158.

Trimble, G. R., Sartz, R. S. (1957). How far from a stream should a logging road be located? *Journal of Forestry* 55(5): 339-341.

Troendle, C. A. (1983). The potential for water yield augmentation from forest management in the Rocky Mountain region. *Water Resources Bulletin* 9: 359-373.

Troendle, C. A., Reuss, J. O. (1997). Effect of clear cutting on snow accumulation and water outflow at Fraser, Colorado. *Hydrology and Earth System Sciences* 1(2): 325-332.

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.

Ursic, S. J. (1986). Sediment and Forestry Practices in the South. En: *Proceedings of the Fourth Federal Interagency Sedimentation Conference*. Las Vegas, Nevada, pp. 28-37.

Ursic, S. J. (1991a). Hydrologic effects of clearcutting and stripcutting loblolly pine in the coastal plain. *Water Resources Bulletin* 27(6): 925-937.

Ursic, S. J. (1991b). Hydrologic effects of two methods of harvesting mature southern pine. *Water Resources Bulletin* 27(2): 303-315.

USDA Forest Service (1993). SHADOW (Stream Temperature Management Program) v. 2.3. Portland, Oregon, p. 20.

Varma, V. K., Ferguson, I., Wild, I. (2000). Decision support system for the sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* 128: 49-55.

Vielma, J. P., Murray, A. T., Ryan, D. M., Weintraub, A. (2007). Improving computational capabilities for addressing volume constraints in forest harvest scheduling problems. *European Journal of Operational Research* 176(2): 1246-1264.

Vitousek, P. M. (1981). Clear-cutting and nutrient cycle. *Ecological Bulletin* 33: 631-642.

Wallbrink, P. J., Croke, J. (2002). A combined rainfall simulator and tracer approach to assess the role of Best Management Practices in minimising sediment redistribution and loss in forests after harvesting. *Forest Ecology and Management* 170: 217-232.

Walling, D. E. (1999). Linking land use, erosion and sediment yields in river basins. *Hydrobiologia* 410: 223-240.

Walsh, R. P. D., Bidin, K., Blake, W. H., Chappell, N. A., Clarke, M. A., Douglas, I., Ghazali, R., Sayer, A. M., Suhaimi, J., Tych, W., Annammala, K. V. (2011). Long-term responses of rainforest erosional systems at different spatial scales to selective logging and climatic change. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 366(1582): 3340-3353.

Walters, K. R., Cox, E. S. (2001). An Empirical Evaluation of Spatial Restrictions in Industrial Harvest Scheduling: The SFI Planning Problem. *Southern Journal of Applied Forestry* 25(2): 60-68.

Walters, K. R., Feunekes, U., Cogswell, A., Cox, E. S. (1999). A forest planning system for solving spatial harvest scheduling problems. En: *Canadian Operational Research Society (CORS) National Conference*. Windsor, ON, Canada. 8 pp.

Waring, R. H., Schlesinger, W. H. (1985). *Forest Ecosystems: Concepts and Management*. Academic Press, Inc. Orlando, Florida. 338 pp.

Waterloo, M. J., Schellekens, J., Bruijnzeel, L. A., Rawaqa, T. T. (2007). Changes in catchment runoff after harvesting and burning of a *Pinus caribaea* plantation in Viti Levu, Fiji. *Forest Ecology and Management* 251(1-2): 31-44.

Watson, F., Vertessy, R. A., McMahon, T., Rhodes, B., Watson, I. (2001). Improved methods to assess water yield changes from paired-catchment studies: application to the Maroondah catchments. *Forest Ecology and Management* 143(1-3): 189-204.

Watt, M. S., Coker, G., Clinton, P. W., Davis, M. R., Parfitt, R., Simcock, R., Garrett, L., Payn, T., Richardson, B., Dunningham, A. (2005). Defining sustainability of plantation forests through identification of site quality indicators influencing productivity —A national view for New Zealand. *Forest Ecology and Management* 216(1-3): 51-63.

Webb, A. A., Dragovich, D., Jamshidi, R. (2012). Temporary increases in suspended sediment yields following selective eucalypt forest harvesting. *Forest Ecology and Management* 283: 96-105.

Weintraub, A., Cholaky, A. (1991). A hierarchical approach to forest planning. *Forest Science* 37(2): 439-460.

Weintraub, A., Epstein, R., Murphy, G., Manley, B. (2000). The impact of environmental constraints on short term harvesting: Use of planning tools and mathematical models. *Annals of Operations Research* 95: 41-66.

Weintraub, A., Jones, G., Magendzo, A., Kirby, M., Meacham, M. (1994). A heuristic system to solve mixed-integer forest planning models. *Operations Research* 42(6): 1010-1024.

Welch, E. B., Jacoby, J. M., May, C. W. (1998). Stream quality. En: Naiman, R. J. and Bilby, R. E. (eds.), *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*, Springer-Verlag, New York, pp. 69-94.

Wemple, B. C., Jones, J. A., Grant, G. E. (1996). Channel Network Extension by Logging Roads in Two Basins, Western Cascades, Oregon. *Water Resources Bulletin* 32(6): 1195-1207.

Whitaker, A., Alila, Y., Beckers, J., Toews, D. A. A. (2003). Application of the distributed hydrology soil vegetation model to Redfish Creek, British Columbia: model evaluation using internal catchment data. *Hydrological Processes* 17(2): 199-224.

Whittock, S. P., Dutkowski, G. W., Greaves, B. L., Apiolaza, L. A. (2007). Integrating revenues from carbon sequestration into economic breeding objectives for *Eucalyptus globulus* pulpwood production. *Annals of Forest Science* 64: 239-246.

Wigmosta, M. S., Nijssen, B., Storck, P. (2002). The distributed hydrology soil vegetation model. En: Singh, V. P. and Frevert, D. (eds.), *Mathematical Models of Small Watershed Hydrology and Applications*, Water Resource Publications, Littleton, Colorado, pp. 7-42.

Wigmosta, M. S., Vail, L. W., Lettenmaier, D. P. (1994). A distributed hydrology-vegetation model for complex terrain. *Water Resources Research* 30(6): 1665-1676.

Wolfslehner, B., Vacik, H. (2008). Evaluating sustainable forest management strategies with the Analytic Network Process in a Pressure-State-Response framework. *Journal of Environmental Management* 88(1): 1-10.

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(1-2): 157-170.

Wolock, D. M., Hornberger, G. M., Musgrove, T. J. (1990). Topographic effects on flow path and surface water chemistry of the Llyn Brianne catchments in Wales. *Journal of Hydrology* 115: 243-259.

Wolock, D. M., McCabe, G. J. Jr. (1995). Comparison of single and multiple flow direction algorithms for computing topographic parameters in TOPMODEL. *Water Resources Research* 31(5): 1315-1324.

Wynn, T. M., Mostaghimi, S., Frazee, J. W., McClellan, P. W., Shaffer, R. M., Aust, W. M. (2000). Effects of forest harvesting best management practices on surface water quality in the Virginia coastal plain. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 43(4): 927-936.

Xu, Y. J., Burger, J. A., Aust, W. M., Patterson, S. C. (2000). Responses of surface hydrology to soil disturbance and site preparation in a lower coastal plain wetland. *New Zealand Journal of Forest Science* 30(1-2): 250-265.

Xu, Y. J., Burger, J. A., Aust, W. M., Patterson, S. C., Miwa, M., Preston, D. P. (2002). Changes in surface water table depth and soil physical properties after harvest and establishment of loblolly pine (*Pinus taeda* L.) in Atlantic coastal plain wetlands of South Carolina. *Soil and Tillage Research* 63(3-4): 109-121.

Zadeh, L. A. (1965). Fuzzy Sets. *Information and Control* 8(3): 338-353.

Zadeh, L. A. (1973). Outline of a New Approach to the Analysis of Complex Systems and Decision Processes. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics* 3(1): 28-44.

Zhai, W., Zhao, Y., Lian, X., Yang, M., Lu, F. (2014). Management planning of fast-growing plantations based on a bi-level programming model. *Forest Policy and Economics* 38: 173-177.

Zhang, L., Dawes, W. R., Walker, G. R. (2001). Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research* 37(3): 701-708.

Zhang, Y., Richardson, J. S., Pinto, X. (2009). Catchment-scale effects of forestry practices on benthic invertebrate communities in Pacific coastal streams. *Journal of Applied Ecology* 46: 1292-1303.

Zimmermann, A., Francke, T., Elsenbeer, H. (2012). Forests and erosion: Insights from a study of suspended-sediment dynamics in an overland flow-prone rainforest catchment. *Journal of Hydrology* 428-429: 170-181.

**ANEXO 1: TABLAS DE
PRODUCCIÓN PARA
EUCALYPTUS GLOBULUS
EN GALICIA**

TABLAS DE PRODUCCIÓN DE *Eucalyptus globulus* EN GALICIA

(A. Fernández López, 1982)

TURNO I CALIDAD I ÍNDICE DE SITIO 27 metros a la edad de 10 años										
Edad (años)	Altura dominante (m)	Altura media (m)	Densidad (pies/ha)	Diámetro medio c. (cm)	Área basimétrica (m ² /ha)	Volumen total (m ³ /ha)	Volumen maderable (m ³ /ha)	Coefficiente mórfico	Crecimiento medio (m ³ /ha/año)	Edad (años)
6	20,75	16,00	2686	11,4	27,30	234	167	0,38	27,83	6
8	24,17	18,49	2672	12,6	33,20	319	244	0,40	30,50	8
10	27,00	20,56	2658	13,6	38,60	408	326	0,41	32,60	10
12	29,43	22,33	2644	14,4	42,90	485	399	0,42	33,25	12
14	31,55	23,88	2630	15,1	46,90	563	473	0,42	33,79	14
16	33,45	25,26	2616	15,6	50,20	631	538	0,42	33,63	16

TURNO I CALIDAD II ÍNDICE DE SITIO 23 metros a la edad de 10 años										
Edad (años)	Altura dominante (m)	Altura media (m)	Densidad (pies/ha)	Diámetro medio c. (cm)	Área basimétrica (m ² /ha)	Volumen total (m ³ /ha)	Volumen maderable (m ³ /ha)	Coefficiente mórfico	Crecimiento medio (m ³ /ha/año)	Edad (años)
6	17,30	13,48	2587	10,1	20,90	156	101	0,36	16,83	6
8	20,40	15,74	2574	11,3	25,70	217	154	0,38	19,25	8
10	23,00	17,64	2561	12,2	30,10	279	209	0,39	20,90	10
12	25,25	19,28	2548	13,0	33,80	337	262	0,40	21,83	12
14	27,23	20,72	2535	13,7	37,30	396	317	0,41	22,64	14
16	29,00	22,02	2522	14,3	40,40	452	370	0,42	23,13	16

TURNO I CALIDAD III ÍNDICE DE SITIO 19 metros a la edad de 10 años										
Edad (años)	Altura dominante (m)	Altura media (m)	Densidad (pies/ha)	Diámetro medio c. (cm)	Área basimétrica (m ² /ha)	Volumen total (m ³ /ha)	Volumen maderable (m ³ /ha)	Coefficiente mórfico	Crecimiento medio (m ³ /ha/año)	Edad (años)
6	13,92	11,01	2487	8,8	15,00	96	55	0,33	9,17	6
8	16,67	13,02	2474	9,9	19,00	138	88	0,36	11,00	8
10	19,00	14,72	2461	10,8	22,50	180	127	0,38	12,70	10
12	21,03	16,20	2448	11,6	25,80	223	161	0,39	13,42	12
14	22,84	17,52	2435	12,2	28,60	264	198	0,40	14,14	14
16	24,47	18,71	2423	12,8	31,20	304	234	0,40	14,63	16

TURNO I CALIDAD IV ÍNDICE DE SITIO 15 metros a la edad de 10 años										
Edad (años)	Altura dominante (m)	Altura media (m)	Densidad (pies/ha)	Diámetro medio c. (cm)	Área basimétrica (m ² /ha)	Volumen total (m ³ /ha)	Volumen maderable (m ³ /ha)	Coefficiente mórfico	Crecimiento medio (m ³ /ha/año)	Edad (años)
6	10,64	8,62	2388	7,3	9,90	53	24	0,28	4,00	6
8	12,98	10,32	2376	8,3	13,00	79	42	0,31	5,25	8
10	15,00	11,80	2364	9,3	15,90	107	65	0,35	6,50	10
12	16,78	13,10	2352	10	18,30	134	86	0,36	7,17	12
14	18,38	14,27	2340	10,6	20,80	163	110	0,37	7,86	14
16	19,83	15,32	2328	11,1	21,70	188	132	0,40	8,25	16

TABLAS DE PRODUCCIÓN DE *Eucalyptus globulus* EN GALICIA

(A. Fernández López, 1982)

TURNO II CALIDAD I ÍNDICE DE SITIO 27,90 metros a la edad de 10 años										
Edad (años)	Altura dominante (m)	Altura media (m)	Densidad (pies/ha)	Diámetro medio c. (cm)	Área basimétrica (m ² /ha)	Volumen total (m ³ /ha)	Volumen maderable (m ³ /ha)	Coficiente mórfico	Crecimiento medio (m ³ /ha/año)	Edad (años)
6	19,26	16,15	2504	11,0	23,80	181	126	0,33	21,00	6
8	24,28	19,83	2497	12,9	32,40	302	234	0,36	29,25	8
10	27,90	22,48	2483	14,2	39,30	416	340	0,38	34,00	10
12	30,61	24,47	2476	15,1	44,40	510	429	0,39	35,75	12
14	32,70	26,00	2470	15,9	48,80	597	513	0,40	36,64	14
16	34,36	27,22	2464	16,4	52,30	670	583	0,41	36,44	16

TURNO II CALIDAD II ÍNDICE DE SITIO 25,20 metros a la edad de 10 años										
Edad (años)	Altura dominante (m)	Altura media (m)	Densidad (pies/ha)	Diámetro medio c. (cm)	Área basimétrica (m ² /ha)	Volumen total (m ³ /ha)	Volumen maderable (m ³ /ha)	Coficiente mórfico	Crecimiento medio (m ³ /ha/año)	Edad (años)
6	17,40	14,79	2365	10,4	19,90	138	92	0,31	15,33	6
8	21,93	18,11	2359	12,1	27,20	231	172	0,35	21,50	8
10	25,20	20,50	2353	13,3	32,80	316	249	0,37	24,90	10
12	27,64	22,30	2347	14,2	37,30	391	319	0,38	26,58	12
14	29,53	23,68	2341	14,9	40,90	456	381	0,39	27,21	14
16	31,04	24,78	2335	15,4	43,40	505	428	0,40	26,75	16

TURNO II CALIDAD III ÍNDICE DE SITIO 22,50 metros a la edad de 10 años										
Edad (años)	Altura dominante (m)	Altura media (m)	Densidad (pies/ha)	Diámetro medio c. (cm)	Área basimétrica (m ² /ha)	Volumen total (m ³ /ha)	Volumen maderable (m ³ /ha)	Coficiente mórfico	Crecimiento medio (m ³ /ha/año)	Edad (años)
6	15,54	13,42	2223	9,7	16,40	103	65	0,30	10,83	6
8	19,58	16,39	2217	11,3	22,30	172	122	0,33	15,25	8
10	22,50	18,52	2211	12,4	26,80	233	176	0,35	17,60	10
12	24,68	20,12	2205	13,3	30,50	288	227	0,37	18,92	12
14	26,37	21,36	2200	13,9	33,50	337	272	0,38	19,43	14
16	27,71	22,34	2194	14,3	35,50	373	306	0,39	19,13	16

TURNO II CALIDAD IV ÍNDICE DE SITIO 19,90 metros a la edad de 10 años										
Edad (años)	Altura dominante (m)	Altura media (m)	Densidad (pies/ha)	Diámetro medio c. (cm)	Área basimétrica (m ² /ha)	Volumen total (m ³ /ha)	Volumen maderable (m ³ /ha)	Coficiente mórfico	Crecimiento medio (m ³ /ha/año)	Edad (años)
6	13,74	12,10	1995	9,1	13,10	74	44	0,28	7,33	6
8	17,32	14,73	1990	10,6	17,50	121	82	0,32	10,25	8
10	19,90	16,62	1985	11,6	21,00	164	119	0,34	11,90	10
12	21,83	18,03	1980	12,4	23,90	202	153	0,35	12,75	12
14	23,32	19,13	1975	13,0	26,10	234	182	0,36	13,00	14
16	24,51	20,00	1970	13,5	28,00	263	209	0,37	13,06	16

**ANEXO 2: TABLAS DE
PRODUCCIÓN PARA
PINUS RADIATA
EN GALICIA**

t	h _{dom}	Masa antes de clara										Masa extraída										Masa después de clara										Masa total				
		N	h	d _g	G	V ₇	V ₁₄	V ₂₀	V ₃₀	N _c	d _g	V _{7e}	V _{14e}	V _{20e}	V _{30e}	V _{7ca}	N _p	d _{tp}	G _p	V _{7p}	I _{7p}	V _{7m}	I _{7m}	I _{7ms}												
<i>Cantidad IV (S = 13). Tipo A</i>																																				
10	6,1	2100	4,3	8,6	12,2	40,6	0,0	0,0	0,0	300	5,2	2,0	0,0	0,0	0,0	2,0	1800	9,0	11,5	38,6	3,9	40,6	4,1													
15	9,7	1800	7,4	12,0	20,4	97,5	34,5	0,0	0,0	193	8,2	4,7	0,0	0,0	0,0	6,7	1607	12,4	19,4	92,8	6,2	99,5	6,6	11,8												
20	13,0	1607	10,3	15,0	28,5	170,9	97,9	33,1	0,0	451	10,5	22,4	4,5	0,0	0,0	29,1	1157	16,5	24,6	148,5	7,4	177,6	8,9	15,6												
25	16,0	1157	13,1	19,3	34,0	240,9	184,2	109,5	7,7	324	13,5	31,6	14,9	2,3	0,0	60,7	832	21,2	29,4	209,4	8,4	270,1	10,8	18,5												
30	18,5	832	15,6	24,1	37,9	303,8	266,5	195,8	72,3	233	16,8	39,8	26,5	12,4	0,0	100,4	599	26,4	32,7	264,0	8,8	364,5	12,1	18,9												
35	20,7	599	17,9	29,3	40,3	355,0	333,7	276,2	147,0	168	20,4	46,5	37,0	23,5	3,9	146,9	431	32,1	34,8	308,5	8,8	455,5	13,0	18,2												
40	22,5	431	20,0	35,0	41,5	393,0	382,3	341,1	220,7	121	24,4	51,5	45,4	33,7	12,9	198,4	310	38,4	35,8	341,5	8,5	539,9	13,5	16,9												
45	23,9	310	21,9	41,4	41,7	418,0	413,3	387,0	285,1																											
<i>Cantidad IV (S = 13). Tipo B</i>																																				
10	6,1	2072	4,3	8,0	10,5	34,8	0,0	0,0	0,0	602	5,2	4,0	0,0	0,0	4,0	1471	8,9	9,2	30,8	3,1	34,8	3,5														
15	9,7	1471	7,6	12,6	18,3	87,4	35,1	0,0	0,0	427	9,1	12,7	0,3	0,0	16,7	1044	13,8	15,5	74,7	5,0	91,4	6,1	11,3													
20	13,0	1044	10,7	17,5	25,1	152,3	106,1	54,2	0,0	303	13,2	24,3	10,9	1,1	0,0	41,1	740	19,0	21,0	128,0	6,4	169,0	8,5	15,5												
25	16,0	740	13,6	22,8	30,3	217,2	185,5	130,7	40,8	215	17,9	37,8	26,9	14,3	0,0	78,9	525	24,6	24,9	179,4	7,2	258,2	10,3	17,8												
30	18,5	525	16,3	28,6	33,6	272,9	254,7	208,2	107,0	153	22,4	47,5	40,2	27,8	8,1	126,4	373	30,7	27,6	225,3	7,5	351,8	11,7	18,7												
35	20,7	373	18,8	34,7	35,3	314,5	305,6	271,8	174,5	108	27,2	54,8	50,4	40,1	19,2	181,2	265	37,4	29,0	259,7	7,4	440,9	12,6	17,8												
40	22,5	265	21,1	41,4	35,6	340,9	337,0	315,6	232,5	77	32,4	59,4	57,1	49,5	29,7	240,6	188	44,5	29,2	281,5	7,0	522,1	13,1	16,2												
45	23,9	188	23,3	48,6	34,8	353,1	351,7	339,5	275,2																											
<i>Cantidad IV (S = 13). Tipo C</i>																																				
10	6,1	1305	4,7	9,1	8,5	28,6	1,1	0,0	0,0	210	6,3	2,1	0,0	0,0	2,1	1095	9,6	7,9	26,6	2,7	28,6	2,9														
15	9,7	1095	7,9	13,7	16,2	78,0	38,1	7,2	0,0	247	10,8	10,6	2,4	0,0	12,6	848	14,5	14,0	67,4	4,5	80,0	5,3	10,3													
20	13,0	848	11,0	18,6	22,9	139,6	102,9	57,8	0,0	225	15,1	24,1	13,9	4,8	0,0	36,7	623	19,7	18,9	115,5	5,8	152,2	7,6	14,4												
25	16,0	623	13,9	23,7	27,5	197,8	172,2	125,1	44,3	175	20,0	39,0	30,6	18,9	2,5	75,7	447	25,0	22,0	158,8	6,4	234,5	9,4	16,4												
30	18,5	447	16,6	29,2	29,9	242,9	228,1	188,4	99,8	126	24,6	47,9	42,5	31,7	12,3	123,6	321	30,8	23,9	194,9	6,5	318,6	10,6	16,8												
35	20,7	321	19,1	34,8	30,6	272,4	264,7	235,7	151,7	88	29,3	52,0	48,9	40,5	21,6	175,7	234	36,7	24,6	220,3	6,3	396,0	11,3	15,5												
40	22,5	234	21,4	40,5	30,1	287,9	284,2	264,8	192,3	60	34,1	52,2	50,6	44,7	28,3	227,9	173	42,5	24,6	235,7	5,9	463,6	11,6	13,5												
45	23,9	173	23,6	46,2	29,0	292,7	291,0	278,6	219,7																											
<i>Cantidad III (S = 17). Tipo A</i>																																				
10	8,0	2100	5,9	9,4	14,6	59,3	4,3	0,0	0,0	300	5,7	3,0	0,0	0,0	3,0	1800	9,9	13,8	56,3	5,6	59,3	5,9														
15	12,7	1800	10,0	13,3	24,9	145,8	66,4	7,9	0,0	193	9,1	7,0	0,2	0,0	10,0	1607	13,7	23,6	138,7	9,2	148,7	9,9	17,9													
20	17,0	1607	13,7	16,5	34,4	252,6	164,6	74,5	0,0	451	11,5	33,1	10,1	0,0	43,1	1157	18,1	29,7	219,5	11,0	262,5	13,1	22,8													
25	20,5	1157	17,0	21,1	40,3	344,9	280,6	183,7	38,6	324	14,7	45,2	24,9	7,6	0,0	88,2	832	23,1	34,8	299,7	12,0	387,9	15,5	25,1												
30	23,3	832	19,7	25,9	43,7	416,6	376,6	290,7	126,5	233	18,0	54,6	39,2	21,1	0,0	142,8	599	28,3	37,8	362,1	12,1	504,9	16,8	23,4												
35	25,4	599	21,9	31,0	45,2	464,3	442,3	376,0	214,9	168	21,6	60,8	50,3	33,8	8,3	203,6	431	34,0	39,0	403,5	11,5	607,1	17,3	20,4												
40	26,9	431	23,8	36,5	45,2	489,7	478,8	433,3	290,8	121	25,5	64,1	57,6	44,0	18,6	267,7	310	40,0	39,0	425,5	10,6	693,2	17,3	17,2												
45	28,0	310	25,4	42,6	44,1	497,3	492,5	464,1	348,3																											

t	Masa antes de clara										Masa extraída										Masa después de clara										Masa total																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																									
	h_{dom}	N	\bar{h}	d_g	G	V_7	V_{14}	V_{20}	V_{30}	N_e	d_{gs}	V_{7e}	V_{14e}	V_{30e}	V_{7ea}	N_p	d_{gp}	G_p	V_{7p}	I_{7p}	V_{7m}	I_{7m}	I_{7ms}																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																	
<i>Calidad II (S=21). Tipo C</i>																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																								
10	10,0	1230	8,0	11,1	11,9	57,6	15,3	0,0	0,0	296	7,6	6,3	0,0	0,0	0,0	6,3	933	12,0	10,5	51,4	5,1	57,6	5,8	15	16,0	933	13,4	17,3	22,0	155,2	107,0	53,7	0,0	285	13,6	28,4	13,6	2,3	0,0	34,7	648	18,8	17,9	126,8	8,5	161,5	10,8	20	21,0	648	18,1	23,7	28,7	252,0	219,5	159,6	56,6	208	19,3	52,6	40,1	23,8	1,6	87,2	440	25,6	22,6	199,4	10,0	286,6	14,3	25	24,8	440	21,9	30,0	31,2	314,0	297,0	248,9	137,0	136	25,3	67,9	60,8	46,3	19,3	155,1	304	31,9	24,4	246,1	9,8	401,2	16,0	30	27,4	304	24,9	35,9	30,9	338,5	330,4	297,4	196,8	87	30,3	67,6	64,1	53,9	30,0	222,7	218	38,0	24,6	270,9	9,0	493,6	16,5	35	29,1	218	27,3	41,3	29,1	336,7	332,8	311,5	229,1	57	34,8	61,3	59,5	53,0	34,1	283,9	161	43,3	23,7	275,4	7,9	559,4	16,0	40	30,1	161	29,2	46,1	26,8	320,6	318,7	305,0	240,1	38	38,8	53,1	52,3	48,2	33,9	337,1	123	48,1	22,3	267,5	6,7	604,5	15,1	45	30,7	123	30,8	50,3	24,5	298,5	297,5	288,6	238,2	10	12,2	2100	9,5	11,0	20,1	113,0	29,4	0,0	0,0	300	6,7	5,6	0,0	0,0	0,0	5,6	1800	11,6	19,1	107,3	10,7	113,0	11,3	15	19,5	1800	15,7	15,5	34,1	275,2	165,6	63,3	0,0	193	10,6	13,3	2,9	0,0	0,0	18,9	1607	16,0	32,4	262,0	17,5	280,9	18,7	20	25,0	1607	20,5	18,9	45,1	442,7	331,9	191,5	4,5	451	13,2	58,3	26,4	3,0	0,0	77,3	1157	20,7	38,9	384,4	19,0	461,6	23,1	25	28,7	1157	23,9	23,4	49,6	546,0	472,1	339,2	114,8	324	16,3	71,5	45,9	20,1	0,0	148,8	832	25,6	42,9	474,5	19,0	623,3	24,9	30	30,9	832	26,1	27,8	50,5	593,1	549,4	442,5	218,5	233	19,4	77,7	59,5	35,4	2,6	226,4	599	30,4	43,6	515,4	17,2	741,9	24,7	35	32,0	599	27,5	32,3	49,2	599,8	576,2	498,9	298,7	168	22,6	78,5	66,6	46,5	13,9	305,0	431	35,4	42,5	521,3	14,9	826,3	23,6	40	32,6	431	28,6	37,2	46,8	583,8	572,0	520,4	354,4	121	25,9	76,4	69,2	53,5	23,4	381,4	310	40,7	40,4	507,3	12,7	888,8	22,2	45	32,9	310	29,5	42,5	44,0	557,2	551,8	519,8	389,9	<i>Calidad I (S=25). Tipo B</i>																									10	12,2	2072	9,5	10,7	18,5	103,9	23,0	0,0	0,0	602	6,9	12,1	0,0	0,0	0,0	12,1	1471	11,9	16,3	91,8	9,2	103,9	10,4	15	19,5	1471	15,9	16,8	32,7	265,3	176,9	83,6	0,0	427	12,1	38,5	13,9	0,0	50,6	1044	18,4	27,8	226,8	15,1	277,4	18,5	20	25,0	1044	20,9	22,7	42,2	419,4	357,1	250,5	76,6	303	17,1	67,0	45,4	22,1	0,0	117,6	740	24,6	35,3	352,4	17,6	470,0	23,5	25	28,7	740	24,4	28,2	46,1	513,9	477,9	387,6	195,2	215	22,1	89,5	75,0	51,4	14,0	207,1	525	30,3	37,9	424,4	17,0	631,5	25,3	30	30,9	525	26,7	33,3	45,8	545,2	526,4	461,3	284,8	153	26,1	95,0	86,2	66,9	29,7	302,1	373	35,9	37,7	450,2	15,0	752,3	25,1	35	32,0	373	28,4	38,4	43,2	533,3	524,2	481,5	336,4	108	30,1	92,9	87,9	73,8	40,7	395,0	265	41,3	35,5	440,4	12,6	835,4	23,9	40	32,6	265	29,7	43,7	39,6	499,5	495,4	469,3	358,0	77	34,2	87,0	84,4	74,7	47,3	482,0	188	47,0	32,5	412,5	10,3	894,5	22,4	45	32,9	188	30,9	49,3	35,8	457,6	455,8	440,9	359,9	<i>Calidad I (S=25). Tipo C</i>																									10	12,2	1188	9,9	12,2	13,9	78,6	29,1	0,0	0,0	330	8,4	9,8	0,0	0,0	0,0	9,8	859	13,4	12,1	68,8	6,9	78,6	7,9	15	19,5	859	16,4	19,2	24,9	204,0	155,1	91,5	5,3	285	15,1	40,6	23,3	8,0	0,0	50,4	574	21,0	19,9	163,4	10,9	213,8	14,3	20	25,0	574	21,6	26,1	30,8	309,0	280,4	217,9	96,8	180	21,3	66,5	54,4	36,0	8,1	116,8	384	28,2	24,1	242,6	12,1	359,4	18,0	25	28,7	384	25,5	32,5	31,8	358,3	344,5	298,8	179,7	118	27,4	76,8	70,8	56,5	27,3	193,6	267	34,5	24,9	281,6	11,3	475,2	19,0	30	30,9	267	28,2	38,0	30,2	362,8	356,3	326,3	226,0	74	32,0	70,2	67,3	58,0	34,4	263,8	193	40,0	24,3	292,7	9,8	556,5	18,5	35	32,0	193	30,1	42,7	27,6	343,7	340,5	321,1	241,6	48	36,0	60,1	58,7	52,8	35,0	323,9	145	44,7	22,7	283,6	8,1	607,5	17,4	40	32,6	145	31,7	46,8	24,9	316,0	314,3	301,7	239,7	33	39,5	50,6	49,8	46,1	32,9	374,4	112	48,8	20,9	265,4	6,6	639,9	16,0	45	32,9	112	33,0	50,6	22,4	287,3	286,4	278,0	229,9
<i>Calidad I (S=25). Tipo B</i>																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																								
10	12,2	2072	9,5	10,7	18,5	103,9	23,0	0,0	0,0	602	6,9	12,1	0,0	0,0	0,0	12,1	1471	11,9	16,3	91,8	9,2	103,9	10,4	15	19,5	1471	15,9	16,8	32,7	265,3	176,9	83,6	0,0	427	12,1	38,5	13,9	0,0	50,6	1044	18,4	27,8	226,8	15,1	277,4	18,5	20	25,0	1044	20,9	22,7	42,2	419,4	357,1	250,5	76,6	303	17,1	67,0	45,4	22,1	0,0	117,6	740	24,6	35,3	352,4	17,6	470,0	23,5	25	28,7	740	24,4	28,2	46,1	513,9	477,9	387,6	195,2	215	22,1	89,5	75,0	51,4	14,0	207,1	525	30,3	37,9	424,4	17,0	631,5	25,3	30	30,9	525	26,7	33,3	45,8	545,2	526,4	461,3	284,8	153	26,1	95,0	86,2	66,9	29,7	302,1	373	35,9	37,7	450,2	15,0	752,3	25,1	35	32,0	373	28,4	38,4	43,2	533,3	524,2	481,5	336,4	108	30,1	92,9	87,9	73,8	40,7	395,0	265	41,3	35,5	440,4	12,6	835,4	23,9	40	32,6	265	29,7	43,7	39,6	499,5	495,4	469,3	358,0	77	34,2	87,0	84,4	74,7	47,3	482,0	188	47,0	32,5	412,5	10,3	894,5	22,4	45	32,9	188	30,9	49,3	35,8	457,6	455,8	440,9	359,9	<i>Calidad I (S=25). Tipo C</i>																									10	12,2	1188	9,9	12,2	13,9	78,6	29,1	0,0	0,0	330	8,4	9,8	0,0	0,0	0,0	9,8	859	13,4	12,1	68,8	6,9	78,6	7,9	15	19,5	859	16,4	19,2	24,9	204,0	155,1	91,5	5,3	285	15,1	40,6	23,3	8,0	0,0	50,4	574	21,0	19,9	163,4	10,9	213,8	14,3	20	25,0	574	21,6	26,1	30,8	309,0	280,4	217,9	96,8	180	21,3	66,5	54,4	36,0	8,1	116,8	384	28,2	24,1	242,6	12,1	359,4	18,0	25	28,7	384	25,5	32,5	31,8	358,3	344,5	298,8	179,7	118	27,4	76,8	70,8	56,5	27,3	193,6	267	34,5	24,9	281,6	11,3	475,2	19,0	30	30,9	267	28,2	38,0	30,2	362,8	356,3	326,3	226,0	74	32,0	70,2	67,3	58,0	34,4	263,8	193	40,0	24,3	292,7	9,8	556,5	18,5	35	32,0	193	30,1	42,7	27,6	343,7	340,5	321,1	241,6	48	36,0	60,1	58,7	52,8	35,0	323,9	145	44,7	22,7	283,6	8,1	607,5	17,4	40	32,6	145	31,7	46,8	24,9	316,0	314,3	301,7	239,7	33	39,5	50,6	49,8	46,1	32,9	374,4	112	48,8	20,9	265,4	6,6	639,9	16,0	45	32,9	112	33,0	50,6	22,4	287,3	286,4	278,0	229,9																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																													
<i>Calidad I (S=25). Tipo C</i>																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																								
10	12,2	1188	9,9	12,2	13,9	78,6	29,1	0,0	0,0	330	8,4	9,8	0,0	0,0	0,0	9,8	859	13,4	12,1	68,8	6,9	78,6	7,9	15	19,5	859	16,4	19,2	24,9	204,0	155,1	91,5	5,3	285	15,1	40,6	23,3	8,0	0,0	50,4	574	21,0	19,9	163,4	10,9	213,8	14,3	20	25,0	574	21,6	26,1	30,8	309,0	280,4	217,9	96,8	180	21,3	66,5	54,4	36,0	8,1	116,8	384	28,2	24,1	242,6	12,1	359,4	18,0	25	28,7	384	25,5	32,5	31,8	358,3	344,5	298,8	179,7	118	27,4	76,8	70,8	56,5	27,3	193,6	267	34,5	24,9	281,6	11,3	475,2	19,0	30	30,9	267	28,2	38,0	30,2	362,8	356,3	326,3	226,0	74	32,0	70,2	67,3	58,0	34,4	263,8	193	40,0	24,3	292,7	9,8	556,5	18,5	35	32,0	193	30,1	42,7	27,6	343,7	340,5	321,1	241,6	48	36,0	60,1	58,7	52,8	35,0	323,9	145	44,7	22,7	283,6	8,1	607,5	17,4	40	32,6	145	31,7	46,8	24,9	316,0	314,3	301,7	239,7	33	39,5	50,6	49,8	46,1	32,9	374,4	112	48,8	20,9	265,4	6,6	639,9	16,0	45	32,9	112	33,0	50,6	22,4	287,3	286,4	278,0	229,9																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																							

**ANEXO 3: PROGRAMA EN JAVA
PARA LA GENERACIÓN DE LOS
MODELOS 3 Y 5**

CLASE GenerarModelo

```
package core;

/**
Clase que contiene el método principal 'main' a partir del cual se genera un archivo
con el modelo de optimización, que será resuelto con el software de optimización "LINGO".
*/

public class GenerarModelo {

    public static void main(String[] args) {

        Recursos.generarArchivo();
        while (Recursos.getArchivo() != null) {
            Recursos.generarCabecera();
            Recursos.modelizarRodales();
            Restricciones.generarRestricciones();
            Recursos.restringirZonasCorta();
            Identidades.generarIdentidades();
            Desviaciones.generarDesviaciones();
            Recursos.analizarZonasMayores();
            Recursos.comprobarDuplicados();
            break;
        }
        Recursos.cerrarArchivo();
    }
}
```

INTERFACEIDatosBasicos

```
package core;

/**
Interfacequecontienelosdatosfundamentalesquecondicionaránlosresultados
delmodeloparacadaescenario.Contieneademás,unarelacióndevaloresproceden
tesdelinventarioparacadarodal,asícomolaespecieylosvaloresdelosvolúmene
s.
*/

publicinterface IDatosBasicos {

    staticfinal String[] VARIABLESOBJETIVO = { "THV", "NPV", "NCC" };

    /*
Se definen una serie de datos que condicionan, limitan y restringen
los resultados del modelo. Son valores de entrada, que se modifican a
voluntad para evaluar losdiferentes escenarios.
*/
    staticfinaldoubleTASADESCUENTO = 0.05;
    staticfinalintULTIMO_REBROTE = 2;
    staticfinalbooleanisFlexible = false;
    staticfinalintTURNO = 15;
    staticfinalintTURNO_R0 = TURNO, TURNO_R1 = TURNO, TURNO_R2 = TURNO;
    staticfinalintPERIODOPLANIFICACION = TURNO * 2;
    staticfinalintNRODALESINICIALES = 38;
    staticfinaldoubleSUPERFICIEMINIMACORTA = 0.5;
    /*
b es un valor igual a la superficie mínima de corta y B es un valor
arbitrario y "grande". Ambos se utilizan conjuntamente para imponer la
superficie mínima de corta.
*/
    staticfinaldoubleb = SUPERFICIEMINIMACORTA;
    staticfinaldoubleB = 200;
    /*
Se generan todas las combinaciones posibles de especie, calidad de
estación y rebrote (excepto en el caso del pino, que no rebrota).
*/

    staticfinal Especie PINO21 = new Especie("pino", 3, 21, 20, 35);
    staticfinal Especie PINO17 = new Especie("pino", 3, 17, 20, 35);
    staticfinal Especie EUCAL2R0 = new Especie("eucalipto", 2, 0, TURNO_R0
- 3, TURNO_R0,TURNO_R0 + 3);
    staticfinal Especie EUCAL2R1 = new Especie("eucalipto", 2, 1, TURNO_R1
- 3, TURNO_R1,TURNO_R1 + 3);
    staticfinal Especie EUCAL2R2 = new Especie("eucalipto", 2, 2, TURNO_R2
- 3, TURNO_R2,TURNO_R2 + 3);
    staticfinal Especie EUCAL3R0 = new Especie("eucalipto", 3, 0, TURNO_R0
- 3, TURNO_R0,TURNO_R0 + 3);
    staticfinal Especie EUCAL3R1 = new Especie("eucalipto", 3, 1, TURNO_R1
- 3, TURNO_R1,TURNO_R1 + 3);
    staticfinal Especie EUCAL3R2 = new Especie("eucalipto", 3, 2, TURNO_R2
- 3, TURNO_R2,TURNO_R2 + 3);
    staticfinal Especie EUCAL5R0 = new Especie("eucalipto", 5, 0, TURNO_R0
- 3, TURNO_R0,TURNO_R0 + 3);
    staticfinal Especie EUCAL5R1 = new Especie("eucalipto", 5, 1, TURNO_R1
- 3, TURNO_R1,TURNO_R1 + 3);
    staticfinal Especie EUCAL5R2 = new Especie("eucalipto", 5, 2, TURNO_R2
- 3, TURNO_R2,TURNO_R2 + 3);
```

```

/*
Se almacenan los valores de cada rodal procedentes del inventario del
monte, así como la especie presente en cada rodal.
*/

```

```

staticfinal Especie[] ESPECIES = new Especie[] { EUCAL5R0, EUCAL5R0,
EUCAL2R0, EUCAL2R0,EUCAL5R0, PINO21, EUCAL2R0, EUCAL5R0, PINO21,
EUCAL2R0, EUCAL5R0, PINO21, EUCAL2R0,EUCAL2R0, EUCAL2R0, EUCAL2R0,
EUCAL3R1, PINO17, PINO17, EUCAL3R1, EUCAL3R1, EUCAL5R0,PINO17,
EUCAL5R0, EUCAL3R1, EUCAL5R0, EUCAL5R0, PINO17, EUCAL5R0,
EUCAL5R0,PINO17, PINO17, EUCAL2R0, EUCAL5R0, EUCAL5R0, EUCAL5R0,
EUCAL3R1, PINO21 };

```

```

staticfinaldouble[] SUPERFICIES = newdouble[] { 8.58, 6.10, 8.91,
10.14, 2.97, 5.00, 2.62, 4.88, 3.68, 7.64, 0.53, 0.91, 4.22, 7.37,
6.83, 7.27, 13.05, 0.75, 1.15, 4.90, 0.86, 0.57, 3.51, 2.49, 0.27,
1.35, 0.74, 7.07, 9.57, 9.66, 0.31, 0.83, 12.54, 0.60, 1.90, 0.47,
1.57, 4.79 };

```

```

staticfinaldouble      [][][]      MAXSUPCORTA      =      newdouble      [][][]
{{5.92,2.195,0.466,0.0},      {3.768,1.734,0.538,0.06},
{5.982,2.291,0.573,0.064},      {6.881,2.716,0.543,0.0},
{1.706,0.948,0.316,0.0},      {3.205,1.474,0.192,0.128},
{1.684,0.749,0.187,0.0},      {2.753,1.564,0.501,0.063},
{2.26,1.162,0.194,0.065},      {4.662,2.46,0.518,0.0},
{0.412,0.118,0.0,0.0},      {0.607,0.303,0.0,0.0},
{2.508,1.101,0.489,0.122},      {4.185,2.311,0.749,0.125},
{3.984,2.277,0.569,0.0},      {4.299,2.339,0.632,0.0},
{7.793,3.896,1.237,0.124},      {0.477,0.273,0.0,0.0},
{0.703,0.319,0.128,0.0},      {2.953,1.445,0.503,0.0},
{0.553,0.246,0.061,0.0},      {0.443,0.127,0.0,0.0},
{2.155,0.924,0.369,0.062},      {1.311,0.983,0.197,0.0},
{0.162,0.108,0.0,0.0},      {0.939,0.293,0.059,0.059},
{0.538,0.135,0.067,0.0},      {3.914,2.083,0.947,0.126},
{5.504,2.877,1.001,0.188},      {6.153,2.646,0.8,0.062},
{0.232,0.077,0.0,0.0},      {0.498,0.221,0.111,0.0},
{7.157,3.927,1.393,0.063},      {0.5,0.1,0.0,0.0},      {1.357,0.543,0.0,0.0},
{0.366,0.104,0.0,0.0},      {0.956,0.478,0.137,0.0},
{2.899,1.387,0.378,0.126}};

```

```

staticfinalint[] CALIDADES = newint[] { 5, 5, 2, 2, 5, 21, 2, 5, 21,
2, 5, 21, 2, 2, 2, 2, 3, 17, 17, 3, 3, 5, 17, 5, 3, 5, 5, 17, 5, 5,
17, 17, 2, 5, 5, 5, 3, 21 };

```

```

staticfinalint[] EDADESINICIALES = newint[] { 15, 15, 15, 15, 15, 25,
15, 15, 20, 15, 15, 25, 15, 15, 15, 14, 3, 17, 7, 3, 3, 8, 7, 8, 3,
14, 7, 8, 7, 14, 10, 8, 14, 14, 14, 5, 3, 20 };

```

```

staticfinalint[] REBROTOS = newint[] { 0, 0, 0, 0, 0, 1, 0, 0, 1, 0,
0, 1, 0, 0, 0, 0, 1, 1, 1, 1, 1, 0, 1, 0, 1, 0, 0, 1, 0, 0, 1, 1, 0,
0, 0, 0, 1, 1 };

```

```

/*
Se almacenan los valores de los volúmenes para cada especie. Estos
valores han sido extraídos de las Tablas de Producción existentes y
vienen dados en función de su calidadde estación, rebrote y edad.
*/

```

```

staticfinaldouble[] c2r0 = newdouble[] { 26, 52, 78, 104, 130, 156,
187, 217, 248, 279, 308, 337, 367, 396, 424, 452, 480, 507, 537, 566,
595 };

```

```

staticfinaldouble[] c2r1 = newdouble[] { 23, 46, 69, 92, 115, 138,
186, 231, 276, 316, 355, 391, 424, 456, 481, 505, 528, 548, 607, 641,
675 };
staticfinaldouble[] c2r2 = newdouble[] { 26, 52, 78, 104, 130, 156,
187, 217, 248, 279, 308, 337, 367, 396, 424, 452, 480, 507, 537, 566,
595 };
staticfinaldouble[] c3r0 = newdouble[] { 16, 32, 48, 64, 80, 96, 117,
138, 160, 180, 202, 223, 243, 264, 284, 304, 325, 345, 361, 381, 401
};
staticfinaldouble[] c3r1 = newdouble[] { 17, 34, 51, 69, 86, 103, 138,
172, 204, 233, 262, 288, 313, 337, 355, 373, 391, 406, 449, 474, 499
};
staticfinaldouble[] c3r2 = newdouble[] { 16, 32, 48, 64, 80, 96, 117,
138, 160, 180, 202, 223, 243, 264, 284, 304, 325, 345, 361, 381, 401
};
staticfinaldouble[] c5r0 = newdouble[] { 9, 18, 26, 35, 44, 53, 66,
79, 93, 107, 121, 134, 148, 163, 175, 188, 202, 216, 223, 236, 248 };
staticfinaldouble[] c5r1 = newdouble[] { 12, 25, 37, 49, 62, 74, 98,
121, 143, 164, 183, 202, 219, 234, 249, 263, 275, 286, 315, 332, 350
};
staticfinaldouble[] c5r2 = newdouble[] { 9, 18, 26, 35, 44, 53, 66,
79, 93, 107, 121, 134, 148, 163, 175, 188, 202, 216, 223, 236, 248 };

staticfinaldouble[] c21noR = newdouble[] { 7, 15, 22, 30, 37, 45, 52,
59, 67, 74, 98, 122, 145, 169, 193, 218, 244, 269, 295, 320, 340, 359,
379, 398, 418, 428, 439, 450, 460, 471, 474, 477, 479, 482, 485, 483,
480, 477, 475, 472, 467, 461, 456, 450, 445 };
staticfinaldouble[] c17noR = newdouble[] { 5, 10, 16, 21, 26, 31, 36,
42, 47, 52, 68, 85, 101, 118, 134, 154, 173, 192, 211, 231, 248, 265,
283, 300, 317, 330, 342, 355, 367, 380, 387, 394, 401, 408, 415, 417,
419, 421, 423, 426, 424, 423, 421, 420, 418 };
}

```

CLASERecursos

```
package core;

/**
Clase que implementa una serie de métodos con herramientas útiles para el modelo.
Estas herramientas comprueban el código en busca de errores que pueden "corromper"
el modelo y duplicidades que pueden reducir el rendimiento de cálculo posterior.
Implementa, además, un método para generar los ficheros resultantes en función de
unos criterios establecidos, así como un método para generar la información básica
de cabecera del modelo.
*/

import java.io.File;
import java.io.FileOutputStream;
import java.io.IOException;
import java.io.PrintStream;
import java.util.ArrayList;
import java.util.HashMap;
import java.util.HashSet;
import java.util.Iterator;
import java.util.Scanner;
import java.util.Set;

public class Recursos implements IDatosBasicos {

    private static String[] superficieRodal;
    public static ArrayList<Rodal> rodalesIniciales, rodalesAntesCrecer,
zonasCorta, rodalesConCortas, catalogoRodales, catalogoRodalesFinales,
new_zonasCorta, new_catalogoRodales,
new_catalogoRodalesFinales, rodalesRestriccionHidro;
    public static ArrayList<Integer> claveMapaHidro;
    public static HashMap<String, ArrayList<Rodal>> mapaRodales;
    public static HashMap<ArrayList<Integer>,
    ArrayList<Rodal>> mapaRodalesHidro;

    private static String nombreArchivo;
    private static String variableObjetivo = null;
    private static File archivo;
    private static PrintStream streamSalida;

    /*
Este método genera una serie de colecciones (rodalesAntesCrecer,
zonasCorta, catalogoRodales, catalogoRodalesFinales...) que almacenarán
todos los tipos de rodales que se obtendrán a lo largo de los
diferentes procesos de la simulación. Genera, además, los rodales que
componen el monte antes de la modelización.
*/
    public static void inicializarRodales() {
rodalesIniciales = new ArrayList<Rodal>();
rodalesAntesCrecer = new ArrayList<Rodal>();
zonasCorta = new ArrayList<Rodal>();
rodalesConCortas = new ArrayList<Rodal>();
catalogoRodales = new ArrayList<Rodal>();
catalogoRodalesFinales = new ArrayList<Rodal>();
rodalesRestriccionHidro = new ArrayList<Rodal>();
claveMapaHidro = new ArrayList<Integer>();
mapaRodales = new HashMap<String, ArrayList<Rodal>>();
mapaRodalesHidro = new HashMap<ArrayList<Integer>,
    ArrayList<Rodal>>();
    for (int i = 0; i < IDatosBasicos.NRODALESINICIALES; i++) {
```

```

Rodal rodal = new Rodal();
rodal.setRodal(i);
rodal.setSuperficie(IDatosBasicos.SUPERFICIES[i]);
rodal.setCalidad(IDatosBasicos.CALIDADES[i]);
rodal.setEdadInicial(IDatosBasicos.EDADESINICIALES[i]);
rodal.setEdadActual(IDatosBasicos.EDADESINICIALES[i]);
rodal.setRebrote(IDatosBasicos.REBROTOS[i]);
rodal.setEspecie(IDatosBasicos.ESPECIES[i]);
rodal.setRegenerado(false);
rodal.setAniosNecesarios(rodal.calculaAniosNecesarios());
rodal.setAniosPosibles(rodal.calculaAniosPosibles());
if (rodal.getEspecie().getTipo() == "eucalipto") {
rodal.generaNombre("E");
} else {
rodal.generaNombre("P");
}
rodalesIniciales.add(rodal);
rodalesAntesCreecer.add(rodal);
catalogoRodales.add(rodal);
}
}

/*
Este método simula la evolución del monte a lo largo del horizonte de
planificación; simula el crecimiento, el rebrote y la plantación y
almacena todos los rodales resultantes de este proceso en varias
colecciones (catalogoRodales y rodalesAntesCreecer). Además, genera
todas las zonas de corta y las almacena en otra colección
(zonasCorta).
*/
public static void modelizarRodales() {
inicializarRodales();
ArrayList<Rodal> rodalesDespuesCreecer;
int inicioLimpiezaCatalogo = 0;
int inicioLimpiezaZonas = 0;
for (int anioActual = 0; anioActual <
IDatosBasicos.PERIODOPLANIFICACION; anioActual++) {
inicioLimpiezaCatalogo = catalogoRodales.size();
inicioLimpiezaZonas = zonasCorta.size();
rodalesDespuesCreecer = new ArrayList<Rodal>();
int tamañoPoblacion = rodalesAntesCreecer.size();
for (int j = 0; j < tamañoPoblacion; j++) {
Rodal rodal = rodalesAntesCreecer.get(j);
Rodal copia = rodal.copia();
if (rodal.getEdadActual() < rodal.getEspecie().getEdadMaximaCorta()) {
copia.creecer();
rodalesDespuesCreecer.add(copia);
catalogoRodales.add(copia);
}
if (rodal.estaEnEdadDeCorta()) {
copia = rodal.copia();
Rodal plantado = copia.cortarYPlantar(anioActual);
zonasCorta.add(plantado);
copia.creecer();
rodalesDespuesCreecer.add(copia);
catalogoRodales.add(copia);
if (rodal.getEspecie().getTipo() == "eucalipto" &&
!rodal.esUltimoRebrote()) {
copia = rodal.copia();
Rodal rebrotado = copia.cortarYRebrotar(anioActual);
zonasCorta.add(rebrotado);
}
}
}
}

```

```

copia.crecer();
rodalesDespuesCrecer.add(copia);
catalogoRodales.add(copia);
}
}
}
rodalesAntesCrecer = rodalesDespuesCrecer;
}
Recursos.limpiarCatalogo(0);
Recursos.limpiarZonasCorta(0);
Recursos.crearMapaRodales();
}

publicstaticvoid crearMapaRodales() {
int NRodales = new_catalogoRodales.size();
for (int i = 0; i < NRodales; i++) {
Rodal rodal = new_catalogoRodales.get(i);
if (rodal.estaEnEdadDeCorta()){
if(!rodalesConCortas.contains(rodal)&&        rodal.getPeriodo()          <
IDatosBasicos.PERIODOPLANIFICACION){
rodalesConCortas.add(rodal);
mapaRodales.put(rodal.getNombre(), new ArrayList<Rodal>());
}
}
}
int NZonas = new_zonasCorta.size();
for (int j = 0; j < NZonas; j++){
Rodal zona = new_zonasCorta.get(j);
String tipo = zona.getNombre().substring(0, 1);
if (tipo.equals("X") || tipo.equals("Y")) {
String          nombreRodal          =          "E"          +
zona.getNombre().substring(1,zona.getNombre().length());
mapaRodales.get(nombreRodal).add(zona);
}
else{
String          nombreRodal          =          "P"          +
zona.getNombre().substring(1,zona.getNombre().length());
mapaRodales.get(nombreRodal).add(zona);
}
}
}

publicstatic String generarCadenaZonasCorta(String nombreRodal){
if (mapaRodales.containsKey(nombreRodal)){
ArrayList<Rodal> zonasCortadas = mapaRodales.get(nombreRodal);
int tamañoZonasCorta = zonasCortadas.size();
String zonas = "";
for (int i = 0; i <tamañoZonasCorta; i++){
if (zonas.equals("")) {
zonas = zonasCortadas.get(i).getNombre();
} else {
zonas = zonasCortadas.get(i).getNombre() + " + " + zonas;
}
}
return zonas;
} else{
returnnull;
}
}
}
/*

```

Este método revisa el catálogo de rodales en busca de "duplicados" que pueden causar errores en el modelo y los elimina.

```
*/
publicstaticvoid limpiarCatalogo(int inicioLimpieza) {
    new_catalogoRodales = getCatalogoRodales();
    for (int i = inicioLimpieza; i < new_catalogoRodales.size(); i++) {
        Rodal rodal = new_catalogoRodales.get(i);
        for (int j = i + 1; j < new_catalogoRodales.size(); j++) {
            if (new_catalogoRodales == null) {
                System.out.println("Catálogo vacío. Revisar");
            }
            Rodal rodal2 = new_catalogoRodales.get(j);
            if (rodal.getNombre().equals(rodal2.getNombre())) {
                new_catalogoRodales.remove(j);
                j--;
            }
        }
    }
}

/*
Este método revisa el catálogo de zonas de corta en busca de
"duplicados" que pueden causar errores en el modelo y las elimina.
*/
publicstaticvoid limpiarZonasCorta(int inicioLimpieza) {
    new_zonasCorta = getZonasCorta();
    for (int i = inicioLimpieza; i < new_zonasCorta.size(); i++) {
        Rodal rodal = new_zonasCorta.get(i);
        for (int j = i + 1; j < new_zonasCorta.size(); j++) {
            Rodal rodal2 = new_zonasCorta.get(j);
            if (rodal.getNombre().equals(rodal2.getNombre())) {
                new_zonasCorta.remove(j);
                j--;
            }
            if (rodal2.getPeriodo() > rodal.getPeriodo()
                || rodal2.getRodal() > rodal.getRodal()) {
                break;
            }
        }
    }
}

/*
Este método asigna los volúmenes en pie a los rodales resultantes de
la simulación y los almacena en el catálogo de rodales resultantes al
finalizar el horizonte de planificación.
*/
publicstaticvoid generarVolumenesFinales() {
    new_catalogoRodales = getCatalogoRodales();
    new_catalogoRodalesFinales = getCatalogoRodalesFinales();
    int NRodales = new_catalogoRodales.size();
    for (int i = 0; i < NRodales; i++) {
        Rodal rodal = new_catalogoRodales.get(i);
        Identidades.aniadirVolumenPie(rodal, rodal.getEdadActual());
        if (rodal.getPeriodo() == PERIODOPLANIFICACION) {
            Rodal copia = rodal.copia();
            new_catalogoRodalesFinales.add(copia);
        }
    }
}
```



```

System.out
.println("! .....Restricciones de zonas
mayores.....");
for (int i = 0; i <new_catalogoRodalesFinales.size(); i++) {
Rodal rodal = new_catalogoRodalesFinales.get(i);
if (rodal.getEdadActual() > rodal.getEspecie().getTurnoOptimo()
|| rodal.getEspecie().getTipo().equals("pino")) {
System.out.println(rodal.getNombre() + " = 0;");
}
}
}

/*
Este método comprueba si existen rodales duplicados en el catálogo de
rodales al finalizar la simulación. En caso afirmativo, lanzará un
mensaje de advertencia indicándolo. Tiene carácter consultivo; no
interviene en el modelo.
*/
publicstaticvoid comprobarDuplicados() {
for (int i = 0; i <new_catalogoRodales.size(); i++) {
Rodal rodal = new_catalogoRodales.get(i);
for (int j = i + 1; j <new_catalogoRodales.size(); j++) {
Rodal rodal2 = new_catalogoRodales.get(j);
if (rodal.getNombre().equals(rodal2.getNombre())) {
System.out.println("CUIDADO!! EXISTEN RODALES DUPLICADOS");
j--;
}
}
if (rodal2.getPeriodo() > rodal.getPeriodo()
|| rodal2.getRodal() > rodal.getRodal()) {
break;
}
}
}

/*
Este método genera una relación de todas las actuaciones que se deben
llevar a cabo en el monte durante el horizonte de planificación, así
como una relación de todas las zonas de actuación. Tiene carácter
consultivo; no interviene en el modelo.
*/
publicstaticvoid generarInforme() {
int tamanoPoblacion = new_zonasCorta.size();
System.out
.println("!
.....Informe.....
");
System.out.println("Actuaciones: " + tamanoPoblacion);
for (int i = 0; i < tamanoPoblacion; i++) {
Rodal rodal = new_zonasCorta.get(i);
System.out.println(rodal.getNombre());
}
int NRodales = new_catalogoRodales.size();
System.out.println("Rodales de actuación: " + NRodales);
for (int i = 0; i < NRodales; i++) {
Rodal rodal = new_catalogoRodales.get(i);
System.out.println(rodal.getNombre());
}
}

publicstatic ArrayList<Rodal> getRodalesAntesCrecer() {

```

```

return rodasAntesCrecer;
}

public static ArrayList<Rodal> getZonasCorta() {
return zonasCorta;
}

public static ArrayList<Rodal> getCatalogoRodales() {
return catalogoRodales;
}

public static ArrayList<Rodal> getCatalogoRodalesFinales() {
return catalogoRodalesFinales;
}

public static ArrayList<Rodal> getZonasCortaenRodal(String
nombreRodal){
return mapaRodales.get(nombreRodal);
}

/*
Este método genera el NOMBRE del archivo que contendrá el código. Para
ello, se deberá seleccionar la variable objetivo para la cual se
quiere calcular el modelo.
*/
public static void generarNombreArchivo() {
ArrayList<String> catalogoVariablesObjetivo = new ArrayList<String>();
String relacionVariablesObjetivo = "";
for (String vObjetivo : VARIABLESOBJETIVO) {
catalogoVariablesObjetivo.add(vObjetivo);
relacionVariablesObjetivo += " " + vObjetivo;
}
System.out.println("Escribe el tipo de variable objetivo a calcular:"
+ relacionVariablesObjetivo);
Scanner sc = new Scanner(System.in);
String valor = sc.next();
variableObjetivo = valor.toUpperCase();
sc.close();
if (catalogoVariablesObjetivo.contains(variableObjetivo)) {
if (isFlexible) {
if (variableObjetivo.equals("NCC")) {
nombreArchivo = "T" + TURNO + "R" + IDatosBasicos.ULTIMO_REBROTE +
"["+ variableObjetivo + "-1000000xDMAX]_Flexible.lg4";
} else {
nombreArchivo = "T" + TURNO + "R" + IDatosBasicos.ULTIMO_REBROTE +
"["+ variableObjetivo + " ]_Flexible.lg4";
}
} else {
if (variableObjetivo.equals("NCC")) {
nombreArchivo = "T" + TURNO + "R" + IDatosBasicos.ULTIMO_REBROTE +
"["+ variableObjetivo + "-1000000xDMAX]_No_Flexible.lg4";
} else {
nombreArchivo = "T" + TURNO + "R" + IDatosBasicos.ULTIMO_REBROTE +
"["+ variableObjetivo + " ]_No_Flexible.lg4";
}
}
} else {
variableObjetivo = null;
System.out.println("Valor incorrecto. Fin de la simulación.");
System.out

```



```
}  
  
publicstatic File getArchivo() {  
returnarchivo;  
}  
  
publicstatic ArrayList<Rodal> getRodalesRestriccionHidro() {  
returnrodalesRestriccionHidro;  
}  
  
publicstaticvoid setRodalesRestriccionHidro(  
ArrayList<Rodal> rodalesRestriccionHidro) {  
Recursos.rodalesRestriccionHidro = rodalesRestriccionHidro;  
}  
}
```

CLASE Especie

```
package core;

/**
Clase que implementa los constructores correspondientes para las dos especies
consideradas en el modelo: eucalipto y pino.
*/

public class Especie {

    public static final int SIN_REBROTE = -1;
    private final String tipo;
    private final int calidad;
    private int calidadPino;
    private final int rebrote;
    private final int edadMinimaCorta;
    private int turnoOptimo;
    private final int edadMaximaCorta;

    public Especie(String tipo, int calidad, int rebrote, int
edadMinimaCorta, int turnoOptimo, int edadMaximaCorta) {
        this.tipo = tipo;
        this.calidad = calidad;
        this.rebrote = rebrote;
        this.edadMinimaCorta = edadMinimaCorta;
        this.turnoOptimo = turnoOptimo;
        this.edadMaximaCorta = edadMaximaCorta;
    }

    public Especie(String nombre, int calidad, int calidadPino, int
edadMinimaCorta, int edadMaximaCorta) {
        this.tipo = nombre;
        this.calidad = calidad;
        this.calidadPino = calidadPino;
        this.edadMinimaCorta = edadMinimaCorta;
        this.edadMaximaCorta = edadMaximaCorta;
        this.rebrote = SIN_REBROTE;
    }

    public String getTipo() {
        return tipo;
    }

    public int getCalidad() {
        return calidad;
    }

    public int getEdadMinimaCorta() {
        return edadMinimaCorta;
    }

    public int getTurnoOptimo() {
        return turnoOptimo;
    }

    public int getEdadMaximaCorta() {
        return edadMaximaCorta;
    }
}
```

CLASE CalidadYRebrote

```
package core;

/**
Clase que permite introducir en el modelo las
distintas combinaciones de calidad de estación y rebrote presentes en el monte.
*/

public class CalidadYRebrote {

    private final int calidad;
    private final int rebrote;

    /* Método que asigna la calidad y el rebrote */
    public CalidadYRebrote(int calidad, int rebrote) {
        this.calidad = calidad;
        this.rebrote = rebrote;
    }

    /* Método que compara los valores de calidad y rebrote entre dos
    "Objetos" de la clase Especie. */
    @Override
    public boolean equals(Object ob) {
        if (ob instanceof CalidadYRebrote) {
            CalidadYRebrote cyl = (CalidadYRebrote) ob;
            return cyl.calidad == calidad && cyl.rebrote == rebrote;
        }
        return false;
    }

    /* Método que devuelve un código específico y único para cada
    combinación de calidad y rebrote */
    @Override
    public int hashCode() {
        return calidad + rebrote * 100;
    }
}
```

CLASE Rodal

```
package core;

import java.util.HashMap;

/**
Clasedonde se definen el nombre y las características específicas de cada rodal.
*/

public class Rodal {
    private double superficie;
    private String nombre;
    private int calidad;
    private int rodal;
    private int rebrote;
    private int edadInicial;
    private int edadActual;
    private int edadCorta;
    private int periodo = 0;
    private int añosNecesarios;
    private int añosPosibles;
    private double volumen;
    private boolean regenerado = false;
    private Especie especie;
    private static HashMap<Integer, Especie> pinoToEucalipto;

    static {
        pinoToEucalipto = new HashMap<Integer, Especie>();
        pinoToEucalipto.put(new Integer(17), IDatosBasicos.EUCAL3R0);
        pinoToEucalipto.put(new Integer(21), IDatosBasicos.EUCAL3R0);
    }

    /* Método que indica si el rodal está en edad de corta o no */
    public boolean estaEnEdadDeCorta() {
        return this.edadActual <= this.especie.getEdadMaximaCorta()
            && this.edadActual >= this.especie.getEdadMinimaCorta();
    }

    /* Método que indica si el rodal estará en edad de corta en n años */
    public boolean estaEnEdadDeCorta(int años) {
        return this.edadActual + años <= this.especie.getEdadMaximaCorta()
            && this.edadActual + años >= this.especie.getEdadMinimaCorta();
    }

    /* Método que indica si es el último rebrote o no */
    public boolean esUltimoRebrote() {
        return rebrote == IDatosBasicos.ULTIMO_REBROTE;
    }

    /* Método que calcula el número de años necesarios para cumplir la
    restricción hidrológica */
    public int calculaAñosNecesarios(){
        int añosNecesarios = 0;
        for (int i = 0; i < (IDatosBasicos.MAXSUPCORTA[this.rodal]).length;
            i++) {
            if (IDatosBasicos.MAXSUPCORTA[this.rodal][i] > 0){
                añosNecesarios += 1;
            }
        }
        int resultado = Math.min(añosNecesarios, (int)(this.superficie/0.5));
    }
}
```

```

    if (resultado > 0){
    return resultado;
    }
    else{
    return 1;
    }
}

/* Método que calcula el número de años de corta posibles en función
de la edad inicial del rodal */
public int calculaAñosPosibles(){
    if (this.edadActual < this.especie.getEdadMinimaCorta()){
    return 6;
    }
    elseif (this.edadActual > this.especie.getEdadMaximaCorta()){
    return 0;
    }
    else{
    return this.especie.getEdadMaximaCorta() - this.edadActual + 1;
    }
}

/* Método que genera una cadena de texto que forma parte del nombre */
private static String dosDigitos(int x) {
    try {
    String s = "00" + x;
    return s.substring(s.length() - 2);
    } catch (OutOfMemoryError e) {
    System.out.println(x);
    return "";
    }
}

/* Método que genera el nombre de los rodales que forman el monte. */
public void generaNombre(String tipo) {
    String i = dosDigitos(rodal + 1);
    String j = Integer.toString(rebrote);
    String k;
    if (tipo.equals("E") || tipo.equals("P") || tipo.equals("B")) {
    k = dosDigitos(edadActual);
    } else {
    k = dosDigitos(edadCorta);
    }
    String t = dosDigitos(periodo + 1);
    if (this.getEspecie().getTipo() == "eucalipto") {
    this.setNombre(tipo + i + j + k + t);
    } else {
    this.setNombre(tipo + i + k + t);
    }
}

public String getNombreFuturo(String tipo, int años) {
    String i = dosDigitos(rodal + 1);
    String j = Integer.toString(rebrote);
    String k;
    if (tipo.equals("E") || tipo.equals("P") || tipo.equals("B")) {
    k = dosDigitos(edadActual + años);
    } else {
    k = dosDigitos(edadCorta + años);
    }
}

```

```

}
String t = dosDigitos(periodo + 1 + anios);
if (this.getEspecie().getTipo() == "eucalipto") {
return (tipo + i + j + k + t);
} else {
return (tipo + i + k + t);
}
}
}
/*
Método que simula la corta y el rebrote en un rodal de eucalipto.
Genera, pues, un rodal de eucalipto que ha sido cortado y que ha
rebrotado.
*/
public Rodal cortarYRebrotar(int anioActual) {
Rodal cortado = new Rodal();
cortado.setCalidad(calidad);
cortado.setEdadActual(0);
cortado.setEdadInicial(0);
cortado.setEdadCorta(edadActual);
cortado.setEspecie(especie);
cortado.setRodal(this.rodal);
cortado.setRebrote(this.rebrote);
cortado.setRegenerado(true);
cortado.setAniosnecesarios(this.aniosnecesarios);
cortado.setAniosposibles(7);
this.aniosposibles = 7;
this.rebrote++;
this.edadActual = 0;
this.regenerado = true;
cortado.setSuperficie(this.superficie);
cortado.setPeriodo(anioActual);
cortado.setVolumen(Volumenes.volumen(cortado));
cortado.generaNombre("X");
Identidades.aniadirCadena(cortado);
return cortado;
}

/*
Método que simula la corta y plantación en un rodal de pino o
eucalipto. Si se actúa sobre un rodal de eucalipto, se genera una zona
de corta "Y", y si se actúa sobre un rodal de pino, se genera una zona
de corta "Z".
*/
public Rodal cortarYPlantar(int anioActual) {
Rodal cortado = new Rodal();
cortado.setCalidad(calidad);
cortado.setEdadActual(0);
cortado.setEdadInicial(0);
cortado.setEdadCorta(edadActual);
cortado.setEspecie(especie);
cortado.setRodal(this.rodal);
cortado.setRebrote(this.rebrote);
cortado.setRegenerado(true);
cortado.setAniosnecesarios(this.aniosnecesarios);
cortado.setAniosposibles(7);
this.aniosposibles = 7;
this.rebrote = 0;
this.edadActual = 0;
this.regenerado = true;
cortado.setSuperficie(this.superficie);
cortado.setPeriodo(anioActual);

```

```

cortado.setVolumen(Volumenes.volumen(cortado));
if (this.getEspecie().getTipo() == "eucalipto") {
cortado.generaNombre("Y");
} else {
cortado.generaNombre("Z");
}
if (this.especie.getTipo().equals("pino")) {
Especie esp = eucaliptoDeCalidad(calidad);
this.setEspecie(esp);
this.setCalidad(esp.getCalidad());
}
Identidades.aniadirCadena(cortado);
return cortado;
}

/* Método que simula el crecimiento de un año en un rodal
cualquiera.*/
public void crecer() {
this.edadActual++;
this.periodo++;
if (this.getEspecie().getTipo() == "eucalipto") {
this.generaNombre("E");
} else {
this.generaNombre("P");
}
}

/* Método que simula la corta y el rebrote en un rodal al final del
horizonte de planificación */
public void cortarYRebrotarFinal(int añoActual) {
Identidades.aniadirCadena(this);
this.añosposibles = 7;
this.rebrote++;
this.edadActual = 0;
this.regenerado = true;
}

/* Método que simula la corta y plantación en un rodal al final del
horizonte de planificación */
public void cortarYPlantarFinal(int añoActual) {
Identidades.aniadirCadena(this);
this.añosposibles = 7;
this.rebrote = 0;
this.edadActual = 0;
this.regenerado = true;
}

/* Método que simula el crecimiento en un rodal al final del horizonte
de planificación.*/
public void crecerFinal() {
this.edadActual++;
this.periodo++;
}

/* Método que genera la copia de un rodal. */
public Rodal copia() {
Rodal copiado = new Rodal();
copiado.setCalidad(calidad);
copiado.setEdadActual(edadActual);
copiado.setEdadInicial(edadInicial);
copiado.setEdadCorta(edadCorta);
}

```

```

copiado.setEspecie(especie);
copiado.setRodal(rodal);
copiado.setRebrote(rebrote);
copiado.setSuperficie(superficie);
copiado.setPeriodo(periodo);
copiado.setNombre(nombre);
copiado.setRegenerado(regenerado);
copiado.setAniosnecesarios(aniosnecesarios);
copiado.setAniosposibles(aniosposibles);
return copiado;
}

/* Método que genera un rodal de eucalipto DESPUÉS del horizonte de
planificación */
public Rodal generarRodalResultante(int anioActual) {
Rodal generado = new Rodal();
generado.setCalidad(calidad);
generado.setEdadActual(0);
generado.setEdadInicial(0);
generado.setEdadCorta(edadActual);
generado.setRodal(this.rodal);
generado.setRebrote(0);
generado.setSuperficie(this.superficie);
generado.setPeriodo(anioActual);
generado.setEspecie(eucaliptoDeCalidad(calidad));
generado.setRegenerado(regenerado);
generado.setAniosnecesarios(aniosnecesarios);
generado.setAniosposibles(aniosposibles);
this.rebrote = 0;
this.edadActual = 0;
generado.generaNombre("E");
return generado;
}

/* Método que devuelve la especie eucalipto que sustituirá a la de
pino. */
public static Especie eucaliptoDeCalidad(int calidad) {
return pinoToEucalipto.get(new Integer(calidad));
}

public int getCalidad() {
return calidad;
}

public void setCalidad(int calidad) {
this.calidad = calidad;
}

public int getEdadCorta() {
return edadCorta;
}

public void setEdadCorta(int edadCorta) {
this.edadCorta = edadCorta;
}

public Especie getEspecie() {
return especie;
}

public void setEspecie(Especie especie) {

```

```

this.especie = especie;
}

publicdouble getSuperficie() {
returnsuperficie;
}

publicvoid setSuperficie(double superficie) {
this.superficie = superficie;
}

publicvoid setEdadInicial(int edadInicial) {
this.edadInicial = edadInicial;
}

publicint getRebrote() {
returnrebrote;
}

publicvoid setRebrote(int rebrote) {
this.rebrote = rebrote;
}

publicint getEdadInicial() {
returnedadInicial;
}

publicint getEdadActual() {
returnedadActual;
}

publicvoid setEdadActual(int edadActual) {
this.edadActual = edadActual;
}

publicint getPeriodo() {
returnperiodo;
}

publicvoid setPeriodo(int periodo) {
this.periodo = periodo;
}

publicint getRodal() {
returnrodal;
}

publicvoid setRodal(int irodal) {
this.rodal = irodal;
}

public String getNombre() {
returnnombre;
}

publicvoid setNombre(String nombre) {
this.nombre = nombre;
}

publicvoid setVolumen(double volumen) {
this.volumen = volumen;
}

```

```
}

public boolean isRegenerado() {
    return regenerado;
}

public void setRegenerado(boolean cortado) {
    this.regenerado = cortado;
}

public int getAniosnecesarios() {
    return aniosnecesarios;
}

public void setAniosnecesarios(int aniosnecesarios) {
    this.aniosnecesarios = aniosnecesarios;
}

public int getAniosposibles() {
    return aniosposibles;
}

public void setAniosposibles(int aniosposibles) {
    this.aniosposibles = aniosposibles;
}
}
```

CLASE Restricciones

```
package core;

import java.util.ArrayList;

/**
Clase que implementa una serie de métodos que generan las restricciones del modelo
de optimización.
*/

public class Restricciones {

public static void generarRestricciones() {

    generarRestriccion2();
    generarRestriccion3();
    generarRestriccion4();
    generarRestriccion5();
    generarRestriccion6();
    generarRestriccionhidro();
    generarRestriccion63();
    generarRestriccion7();
}

/*
Este método genera las expresiones correspondientes que sirven para
definir la situación inicial del monte (inventario inicial) en cada
rodal (con una calidad de estación, número de rebrote y edad dados).
*/
public static void generarRestriccion2() {
System.out.println("! .....Restricción
2.....");
int NRodales = Recursos.rodasIniciales.size();
for (int j = 0; j < NRodales; j++) {
Rodal rodal = Recursos.rodasIniciales.get(j);
System.out.println(rodal.getNombre() + " = " + rodal.getSuperficie() +
");");
}
}

/*
Ecuaciones que generan los rodales de eucalipto de rebrote cero y un
año de edad a partir de la corta y plantación en rodales de eucalipto
o pino.
*/
public static void generarRestriccion3() {
System.out.println("! .....Restricción
3.....");
int NRodales = Recursos.new_catalogoRodales.size();
for (int i = 0; i < NRodales; i++) {
String zonas = "";
Rodal rodal = Recursos.new_catalogoRodales.get(i);
if (rodal.getEspecie().getTipo() == "eucalipto" && rodal.getRebrote()
== 0 && rodal.getEdadActual() == 1) {
int tamañoPoblacion = Recursos.new_zonasCorta.size();
for (int j = 0; j < tamañoPoblacion; j++) {
Rodal zona = Recursos.new_zonasCorta.get(j);
String tipo = zona.getNombre().substring(0, 1);
if (rodal.getRodal() == zona.getRodal() && zona.getPeriodo() ==
rodal.getPeriodo() - 1 && (tipo.equals("Y") || tipo.equals("Z"))) {
```

```

if (zonas.equals("")) {
zonas = zona.getNombre();
} else {
zonas = zona.getNombre() + " + " + zonas;
}
}
}
System.out.println(rodal.getNombre() + " = " + zonas + "");
}
}
}

/*
Ecuaciones que generan los rodales de eucalipto de rebrote distinto
del cero y un año de edad a partir de la corta y rebrote en rodales
de eucalipto.
*/
publicstaticvoid generarRestriccion4() {
System.out.println("! .....Restricción
4.....");
int NRodales = Recursos.new_catalogoRodales.size();
for (int i = 0; i < NRodales; i++) {
String zonas = "";
Rodal rodal = Recursos.new_catalogoRodales.get(i);
if (rodal.getEspecie().getTipo().equals("eucalipto") &&
rodal.getRebrote() != 0&& rodal.getEdadActual() == 1) {
int tamanoPoblacion = Recursos.new_zonasCorta.size();
for (int j = 0; j < tamanoPoblacion; j++) {
Rodal zona = Recursos.new_zonasCorta.get(j);
String tipo = zona.getNombre().substring(0, 1);
if (rodal.getRodal() == zona.getRodal()&& zona.getRebrote() ==
rodal.getRebrote() - 1&& zona.getPeriodo() == rodal.getPeriodo() - 1
&& tipo.equals("X")) {
if (zonas.equals("")) {
zonas = zona.getNombre();
} else {
zonas = zona.getNombre() + " + " + zonas;
}
}
}
}
System.out.println(rodal.getNombre() + " = " + zonas + "");
}
}
}

/*
Ecuaciones que generan los sucesivos inventarios de superficies a lo
largo del horizonte de planificación a partir de la superficie del
rodal y las cortas realizadas en el mismo.
*/
publicstaticvoid generarRestriccion5() {
System.out.println("! .....Restricción
5.....");
int NRodales = Recursos.new_catalogoRodales.size();
for (int i = 0; i < NRodales; i++) {
String zonas = "";
Rodal rodal = Recursos.new_catalogoRodales.get(i);
Rodal rodal2 = newRodal();
if (rodal.getPeriodo() > 0 && rodal.getEdadActual() > 1) {
for (int j = 0; j < NRodales; j++) {
rodal2 = Recursos.new_catalogoRodales.get(j);

```

```

if (rodal2.getRodal() == rodal.getRodal() && rodal2.getRebrote() ==
rodal.getRebrote())&& rodal2.getEdadActual() == rodal.getEdadActual() -
1&& rodal2.getPeriodo() == rodal.getPeriodo() - 1) {
break;
}
}
int tamanoPoblacion = Recursos.new_zonasCorta.size();
for (int k = 0; k < tamanoPoblacion; k++) {
Rodal zona = Recursos.new_zonasCorta.get(k);
if (rodal.getRodal() == zona.getRodal())&& zona.getRebrote() ==
rodal.getRebrote())&& zona.getEdadCorta() == rodal.getEdadActual() -
1&& zona.getPeriodo() == rodal.getPeriodo() - 1) {
zonas = zonas + " - " + zona.getNombre();
}
}
System.out.println(rodal.getNombre() + " = " + rodal2.getNombre() +
zonas + ";");
}
}
}

/*
Restricciones endógenas de disponibilidad de superficie (las cortas
realizadas en un rodal deben ser menores o iguales que la superficie
disponible).
*/
publicstaticvoid generarRestriccion6() {
System.out.println("! .....Restricción
6.....");
int NRodales = Recursos.rodalesConCortas.size();
for (int i = 0; i < NRodales; i++) {
Rodal rodal = Recursos.rodalesConCortas.get(i);
if (rodal.getEdadActual() >= rodal.getEspecie().getEdadMaximaCorta())
{
System.out.println(rodal.getNombre() + " = "
+Recursos.generarCadenaZonasCorta(rodal.getNombre()) + ";");
} else {
System.out.println(rodal.getNombre() + " >= "
+Recursos.generarCadenaZonasCorta(rodal.getNombre()) + ";");
}
}
}

/*
Restricciones hidrológicas.
*/
publicstaticvoid generarRestriccionhidro() {
System.out.println("! .....Restricción
Hidrológica.....");
int NRodales = Recursos.rodalesConCortas.size();
for (int i = 0; i < NRodales; i++) {
Rodal rodal = Recursos.rodalesConCortas.get(i);
if (rodal.estaEnEdadDeCorta() && !rodal.isRegenerado()) {
if(rodal.getAniosposibles() > 1 && rodal.getAniosnecesarios() > 1){
Recursos.rodalesRestriccionHidro.add(rodal);
Integer r = newInteger(rodal.getRodal());
Integer p = newInteger(rodal.getPeriodo());
Recursos.claveMapaHidro.add(r);
Recursos.claveMapaHidro.add(p);
if (!Recursos.mapaRodalesHidro.containsKey(Recursos.claveMapaHidro)){

```

```

Recursos.mapaRodalesHidro.put(Recursos.claveMapaHidro, new
ArrayList<Rodal>());
}
Recursos.mapaRodalesHidro.get(Recursos.claveMapaHidro).add(rodal);
Recursos.claveMapaHidro.clear();
}
if (rodal.getAniosnecesarios() > rodal.getAniosposibles()){

for (int k = i+1; k < NRodales; k++) {
Rodal hijo = Recursos.rodalesConCortas.get(k);
if (rodal.getRodal()==hijo.getRodal() && hijo.getAniosposibles()==7 &&
hijo.getPeriodo() < rodal.getPeriodo() + IDatosBasicos.TURNO + 4 &&
hijo.estaEnEdadDeCorta()){
Recursos.rodalesRestriccionHidro.add(hijo);
Integer r = newInteger(hijo.getRodal());
Integer p = newInteger(hijo.getPeriodo());
Recursos.claveMapaHidro.add(r);
Recursos.claveMapaHidro.add(p);
if (!Recursos.mapaRodalesHidro.containsKey(Recursos.claveMapaHidro)){
Recursos.mapaRodalesHidro.put(Recursos.claveMapaHidro, new
ArrayList<Rodal>());
}
Recursos.mapaRodalesHidro.get(Recursos.claveMapaHidro).add(hijo);
Recursos.claveMapaHidro.clear();
}
}

}
}
int n = 0;
String Desv = "DH =";
for (int r = 0; r < Recursos.NRODALESINICIALES; r++){
for (int p = 0; p < 2*Recursos.TURNO; p++){
Integer Ir = new Integer(r);
Integer Ip = newInteger(p);
Recursos.claveMapaHidro.add(Ir);
Recursos.claveMapaHidro.add(Ip);
if (Recursos.mapaRodalesHidro.containsKey(Recursos.claveMapaHidro)){
int
nRodales =
Recursos.mapaRodalesHidro.get(Recursos.claveMapaHidro).size();
Rodal
rodalTrabajo =
Recursos.mapaRodalesHidro.get(Recursos.claveMapaHidro).get(0);
int NAnios = rodalTrabajo.getAniosnecesarios();
String zonas = "";
double limite = 0;
for (int j = 0; j < NAnios-1; j++){
for (int e=0; e < nRodales; e++){
Rodal
elemento =
Recursos.mapaRodalesHidro.get(Recursos.claveMapaHidro).get(e);
String tipo = elemento.getNombre().substring(0, 1);
String
texto =
Recursos.generarCadenaZonasCorta(elemento.getNombreFuturo(tipo, j));
if (texto == null){
continue;
} else
} else
if (zonas == ""){
zonas = zonas + texto;
} else{
zonas = zonas + " + " + texto;
}
}
}
}

```

```

}
limite = limite +
IDatosBasicos.MAXSUPCORTA[rodalTrabajo.getRodal()][j];
n +=1;
System.out.println(zonas + " + NH" + n + " - PH" + n + " <= " + limite
+ ";");
Desv = Desv + " + PH" + n;
}
}
Recursos.claveMapaHidro.clear();
}
}
System.out.println(Desv + ";");
}

/*
Restricciones que imponen la sustitución de los rodales de pino por
eucalipto al finalizar el horizonte de planificación.
*/
publicstaticvoid generarRestriccion63() {
System.out.println("! .....Restricción
6.3.....");
int NRodales = Recursos.rodasIniciales.size();
for (int i = 0; i < NRodales; i++) {
String zonas = "";
Rodal rodal = Recursos.rodasIniciales.get(i);
if (rodal.getEspecie().getTipo().equals("pino")) {
int tamanoPoblacion = Recursos.new_zonasCorta.size();
for (int j = 0; j < tamanoPoblacion; j++) {
Rodal zona = Recursos.new_zonasCorta.get(j);
String tipo = zona.getNombre().substring(0, 1);
if (tipo.equals("Z") && rodal.getRodal() == zona.getRodal()) {
if (zonas.equals("")) {
zonas = zona.getNombre();
} else {
zonas = zona.getNombre() + " + " + zonas;
}
}
}
System.out.println(rodal.getNombre() + " = " + zonas + ";");
}
}
}

/*
Restricciones con variables auxiliares binarias para imponer la
superficie mínima de corta.
*/
publicstaticvoid generarRestriccion7() {
System.out.println("! .....Restricción
7.....");
int tamanoPoblacion = Recursos.new_zonasCorta.size();
for (int i = 0; i < tamanoPoblacion; i++) {
Rodal zona = Recursos.new_zonasCorta.get(i);
Rodal copia = zona.copia();
String tipo = zona.getNombre().substring(0, 1);
if (tipo.equals("X")) {
copia.generaNombre("U");
}
if (tipo.equals("Y")) {

```

```

copia.generaNombre("V");
}
if (tipo.equals("Z")) {
copia.generaNombre("W");
}
if (zona.getSuperficie() > IDatosBasicos.b) {
System.out.println(zona.getNombre() + " - " + IDatosBasicos.b + " * " +
copia.getNombre() + " >= 0;");
} else {
System.out.println(zona.getNombre() + " - " + zona.getSuperficie() + "
* " + copia.getNombre() + " >= 0;");
}
System.out.println(zona.getNombre() + " - " + IDatosBasicos.B + " * "
+ copia.getNombre() + " <= 0;");
System.out.println("@BIN(" + copia.getNombre() + ");");
}
}
}

```

CLASE Identidades

```
package core;

/**
Clase que implementa una serie de métodos que generarán la expresión de la función
objetivo así como una serie de identidades contables que deben
calcularse independientemente del modelo de optimización.
*/

public class Identidades implements IDatosBasicos {

    private static int nAnios = PERIODOPLANIFICACION + TURNO_R0 + TURNO_R1 +
TURNO_R2;
    private static String[] Volumen;
    private static String[] Volumen_Pie;
    private static String[] Superficie;
    private static String[] Gastos;

    /*
Identidades contables para calcular los volúmenes de las cortas,
volúmenes en pie, superficies y gastos.
*/
    static {
        Volumen = new String[nAnios];
        Volumen_Pie = new String[nAnios];
        Superficie = new String[nAnios];
        Gastos = new String[nAnios];
        for (int i = 0; i < nAnios; i++) {
            Volumen[i] = "V" + (i + 1) + " = ";
            Superficie[i] = "S" + (i + 1) + " = ";
            Gastos[i] = "G" + (i + 1) + " = ";
        }
        for (int i = 0; i < PERIODOPLANIFICACION; i++) {
            Volumen_Pie[i] = "VP" + (i + 1) + " = ";
        }
    }

    /*
Identidades contables que calculan el volumen y la superficie de un
rodal para un año determinado dentro del horizonte de planificación.
Además, genera los gastos producidos por cada tipo de actuación que se
llevará a cabo en el rodal, según sea ésta (corta y rebrote de
eucalipto ("X"), corta y plantación de eucalipto ("Y") y corta de pino
y plantación de eucalipto ("Z")).
*/
    public static void aniadirCadena(Rodal rodal) {
        String tipo = rodal.getNombre().substring(0, 1);
        int i = rodal.getPeriodo();
        Volumen[i] = Volumen[i] + " + " + Volumen.es.volumen(rodal) + " * " +
rodal.getNombre();
        Superficie[i] = Superficie[i] + " + " + rodal.getNombre();
        if (tipo.equals("X")) {
            Gastos[i] = Gastos[i] + " + 132.33 * " + rodal.getNombre();
        } else if (tipo.equals("Y") || (tipo.equals("Z"))) {
            Gastos[i] = Gastos[i] + " + 1775.40 * " + rodal.getNombre();
        }
    }

    /*
```

Identidades contables que calculan el volumen en pie de un rodal para un año determinado dentro del horizonte de planificación.

```

*/
public static void aniadirVolumenPie(Rodal rodal, int edad) {
    int i = rodal.getPeriodo();
    Volumen_Pie[i] = Volumen_Pie[i] + " + " + Volumen.es.volumen(rodal,
    rodal.getEdadActual())
    + " * " + rodal.getNombre();
}

/*
Método para la generación de las identidades contables ya calculadas y
los cálculos relacionados con el NPV.
*/
public static void generarIdentidades() {
    System.out
    .println("!
    .....Identidades.....
    .");
    for (int i = 0; i <nAnios; i++) {
        System.out.println(getSuperficie(i) + " ");
        System.out.println(getVolumen(i) + " ");
    }
    for (int i = 0; i <PERIODOPLANIFICACION; i++) {
        System.out.println(getVolumenPie(i) + " ");
    }
    String ST1 = "ST1 = ";
    for (int i = PERIODOPLANIFICACION; i <PERIODOPLANIFICACION + TURNO_RO;
    i++) {
        ST1 = ST1 + " + " + "S" + (i + 1);
    }
    System.out.println(ST1 + " ");
    String NPV = "NPV = (";
    for (int i = 0; i <PERIODOPLANIFICACION; i++) {
        System.out.println("I" + (i + 1) + " = 30 * V" + (i + 1) + " ");
        System.out.println(getGastos(i) + " ");
        System.out.println("B" + (i + 1) + " = I" + (i + 1) + " - G" + (i + 1)
        + " ");
        NPV = NPV + " + " + Math.round(1000 * Math.exp(-i * TASADESCUENTO))
        / 1000.0 + " * " + "B" + (i + 1);
    }
    System.out.println(NPV + ")/1000000 ");
}

public static String getVolumen(int i) {
    return Volumen[i];
}

public static String getVolumenPie(int i) {
    return Volumen_Pie[i];
}

public static String getSuperficie(int i) {
    return Superficie[i];
}

public static String getGastos(int i) {
    return Gastos[i];
}
}

```

CLASE Volúmenes

```
package core;

/**
Clase que almacena en una colección los volúmenes para pinoyeucalipto junto con sus
respectivas combinaciones de calidad de estación y rebrote.
*/
import java.util.HashMap;

public class Volumenes {

private static HashMap<CalidadYRebrote, double[]> calidadYRebroteMap;

/*
Almacena pares de valores relacionándolos entre sí. En este caso,
almacena y relaciona calidades de estación y rebrote con sus volúmenes
correspondientes.
*/
static {
calidadYRebroteMap = new HashMap<CalidadYRebrote, double[]>();
calidadYRebroteMap.put(new CalidadYRebrote(2, 0), IDatosBasicos.c2r0);
calidadYRebroteMap.put(new CalidadYRebrote(2, 1), IDatosBasicos.c2r1);
calidadYRebroteMap.put(new CalidadYRebrote(2, 2), IDatosBasicos.c2r2);
calidadYRebroteMap.put(new CalidadYRebrote(3, 0), IDatosBasicos.c3r0);
calidadYRebroteMap.put(new CalidadYRebrote(3, 1), IDatosBasicos.c3r1);
calidadYRebroteMap.put(new CalidadYRebrote(3, 2), IDatosBasicos.c3r2);
calidadYRebroteMap.put(new CalidadYRebrote(5, 0), IDatosBasicos.c5r0);
calidadYRebroteMap.put(new CalidadYRebrote(5, 1), IDatosBasicos.c5r1);
calidadYRebroteMap.put(new CalidadYRebrote(5, 2), IDatosBasicos.c5r2);
calidadYRebroteMap.put(new CalidadYRebrote(21, 1),
IDatosBasicos.c21noR); calidadYRebroteMap.put(new CalidadYRebrote(17,
1), IDatosBasicos.c17noR); }

/* Método que devuelve el valor del volumen en pie de un rodal cuando
éste llega al turno. */
public static double volumen(Rodal rodal) {
try {
CalidadYRebrote calyR = new CalidadYRebrote(rodal.getCalidad(),
rodal.getRebrote());
double[] volumenes = calidadYRebroteMap.get(calyR);
String tipo = rodal.getNombre().substring(0, 1);
if (tipo.equals("E")) {
return volumenes[rodal.getEspecie().getTurnoOptimo() - 1];
} else {
return volumenes[rodal.getEdadCorta() - 1];
}
} catch (Exception e) {
return 0;
}
}

/* Método que devuelve el valor del volumen en pie de un rodal a una
edad específica. */
public static double volumen(Rodal rodal, int edad) {
try {
CalidadYRebrote calyr = new CalidadYRebrote(rodal.getCalidad(),
rodal.getRebrote());
double[] volumenes = calidadYRebroteMap.get(calyr);
return volumenes[edad - 1];
} catch (Exception e) {
return 0;
}
}
}
```

```
return 0;  
}  
}  
}
```

**ANEXO 4: PROGRAMA EN
PYTHON PARA EL ANÁLISIS DEL
VECINDARIO HIDROLÓGICO**


```

import math
import struct
import numpy
import copy
from osgeo import gdal
from osgeo.gdalconst import *

##mdt=raster
##acc=raster
##orientacion=raster
##rodal=raster

cellSize = 25.0
umbral = 1.0

myfile = open("C:\Users\Usuario\Dropbox\Tesis de Juan
Carlos\Codigo\log.txt", "w")

dataset = gdal.Open(rodal, GA_ReadOnly)
band = dataset.GetRasterBand(1)
rodal = band.ReadAsArray(0, 0, dataset.RasterXSize,
dataset.RasterYSize).astype(numpy.float)

dataset = gdal.Open(mdt, GA_ReadOnly)
band = dataset.GetRasterBand(1)
mdt = band.ReadAsArray(0, 0, dataset.RasterXSize,
dataset.RasterYSize).astype(numpy.float)

dataset = gdal.Open(acc, GA_ReadOnly)
band = dataset.GetRasterBand(1)
acc = band.ReadAsArray(0, 0, dataset.RasterXSize,
dataset.RasterYSize).astype(numpy.float)

dataset = gdal.Open(orientacion, GA_ReadOnly)
band = dataset.GetRasterBand(1)
orientacion = band.ReadAsArray(0, 0, dataset.RasterXSize,
dataset.RasterYSize).astype(numpy.float)

rasterXSize = dataset.RasterXSize
rasterYSize = dataset.RasterYSize

def DInf(x,y,r):
    h = mdt[y][x]
    a = acc[y][x]
    o = ((orientacion[y][x]*360)/(2*math.pi)) % 360

    dicc = {}

    iDirection = int(o / 45)
    p = (o % 45) / 45.0

    try:
        celda1 = tuple(map(sum,zip((y,x),celdaDestino(iDirection))))

    except:
        myfile.write("falló"+"\\n")
        celda1 = (0,0)

    try:

```

```

        celda2 = tuple(map(sum,zip((y,x),celdaDestino(iDirection+1))))

except:
myfile.write("falló"+ "\n")
        celda2 = (0,0)

if r == getRodal(*celda1):
AccFlow1 = int(a*(1.0 - p))
        Slope1 = abs(math.atan(float (h-
getCota(*celda1))/getDistancia(iDirection)))
# Moore and Burch 1986
        LS1 = 1.4 *(AccFlow1 / 22.13) ** 0.4 * ((abs(math.sin(Slope1))
/ 0.0896)) ** 1.3
if LS1 >= umbral:
        r = int(r/10)
dicc[celda1+(r,)] = (AccFlow1, int(math.tan(Slope1)*100))

if r == getRodal(*celda2):
        AccFlow2 = int(a*p)
Slope2 = abs(math.atan(float (h-
getCota(*celda2))/getDistancia(iDirection+1)))
# Moore and Burch 1986
LS2 = 1.4 *(AccFlow2 / 22.13) ** 0.4 * ((abs(math.sin(Slope2)) /
0.0896)) ** 1.3
if LS2 >= umbral:
        r = int(r/10)
dicc[celda2+(r,)] = (AccFlow2, int(math.tan(Slope2)*100))

return dicc

def celdaDestino(iDirection):
ifiDirection == 0 : return (-1,0)
ifiDirection == 1 : return (-1,1)
ifiDirection == 2 : return (0,1)
ifiDirection == 3 : return (1,1)
ifiDirection == 4 : return (1,0)
ifiDirection == 5 : return (1,-1)
ifiDirection == 6 : return (0,-1)
ifiDirection == 7 : return (-1,-1)
ifiDirection == 8 : return (-1,0)

def getCota(y,x):
return mdt[y][x]

def getDistancia(iDirection):
ifiDirection % 2 == 0 : return cellSize
else: return math.sqrt(2)* cellSize

def getRodal(y,x):
return rodal[y][x]

def printCapa(capa):
for y in xrange(0, 10):
for x in xrange(0, 10):
        v = capa[y][x]
myfile.write(str(int(v)) + " ")
myfile.write("\n")

def aguasArriba(diccs):
finaldiccs = {}
for key, value in diccs.iteritems():

```

```

finaldiccs[key] = copy.deepcopy(value)

for key, value in indiccs.iteritems():
    for subkey, subvalue in value.iteritems():
        if subkey not in finaldiccs:
            finaldiccs[subkey] = {}

    finaldiccs[subkey][key] = subvalue
return finaldiccs

def generarVecindario():
    n = 0
    n1 = 0
    diccs = {}
    celdasACortar = {}

    for f in xrange(1, rasterYSize-1):

        for c in xrange(1, rasterXSize-1):
            r = rodal[f][c]
            if r <= 0:
                n += 1
            continue

        dictToAdd = DInf(c,f,r)
            r = int(r/10)
        if len(dictToAdd) == 0:
            n += 1
        else:
            n1 += 1
        diccs[(f,c,r)] = dictToAdd
        celdasACortar[(f,c,r)] = -1
    return(n,n1,diccs,celdasACortar)

def cortarMonte(celdasACortar, finaldiccs):
    myfile.write("Celdas a Cortar: " + str(len(celdasACortar)))
    nCeldas = len(celdasACortar)
    nCeldasCortadas = 0
    anio = 0

    while True:
        anio += 1
        myfile.write("\n" + "ANIO: " + str(anio) + "\n")

        nRepeticion = 0
        umbralVecindario = 1
        myfile.write("\n" + "Umbral Vecindario: " + str(umbralVecindario) +
            "\n")
        celdasCambiadas = 0
        repetir = True
        while repetir:
            repetir = False
            nRepeticion += 1

        myfile.write("\n" + "REPETICION" + "\n")
        myfile.write("\n" + "Umbral Vecindario: " + str(umbralVecindario) +
            "\n")
        cortadasAlInicio = nCeldasCortadas

        for key,celda, value in celdasACortar.iteritems():
            if value.celda != -anio:

```

```

continue
if keycelda not in finaldiccs or len(finaldiccs[keycelda]) == 0:
    celdasCambiadas +=1
    nCeldasCortadas +=1
    celdasACortar[keycelda] = anio
else:
    vecindarioCelda = finaldiccs[keycelda]
    vecindarioSize = len(vecindarioCelda)

if vecindarioSize == umbralVecindario :

    nCeldasCortadas +=1
    celdasCambiadas +=1
    celdasACortar[keycelda] = anio

for clave in vecindarioCelda:

    if celdasACortar[clave] == -anio:
        celdasCambiadas +=1
        celdasACortar[clave] = - (anio+1)

    del finaldiccs[clave][keycelda]

else:

    repetir = True

    if cortadasAlInicio == nCeldasCortadas:
        repetir = True
        umbralVecindario +=1
    else:
        umbralVecindario = 1

myfile.write(str(celdasACortar))
myfile.write("\n" + "N. Celdas Cortadas: " + str(nCeldasCortadas) +
"\n")
myfile.write("\n" + "N. Celdas Cambiadas: " + str(celdasCambiadas) + 3
*" \n")
if nCeldasCortadas >= nCeldas:
    break

return (celdasACortar, anio)

def generarResumen (celdasACortar, anio):

    l = [(anio)*[0,] for x in xrange(39)]

    for key, value in celdasACortar.iteritems():

        l[key[2]-1][value-1] += 625.0/10000.0

    return l

(n, n1, diccs, celdasACortar) = generarVecindario()

finaldiccs = aguasArriba(diccs)

listaFinal = generarResumen(*cortarMonte(celdasACortar, finaldiccs))
SUPERFICIES = [ 8.58, 6.10, 8.91, 10.14, 2.97, 5.00, 2.62, 4.88, 3.68,
7.64, 0.53, 0.91, 4.22, 7.37, 6.83, 7.27, 13.05, 0.75, 1.15, 4.90,

```

```

0.86, 0.57, 3.51, 2.49, 0.27, 1.35, 0.74, 7.07, 2.62, 9.57, 9.66,
0.31, 0.83, 12.54, 0.60, 1.90, 0.47, 1.57, 4.79 ]
i = 0
for e in listaFinal:
    k = SUPERFICIES[i]/(sum(e))
myfile.write("{")
suma = 0
for sube in e:
    sube = round((sube * k), 3)
myfile.write(str(sube) + ",")
suma += sube
myfile.write("} --> " + str(round(suma,2)) + "\n" )
i += 1

Ox = 651640.0 + 12.5
Oy = 4820915.0505479406565428 - 12.5
myfile.write("X;Y;Valor" + "\n")
for key,value in celdasACortar.iteritems():
    X = Ox + key[1]*25
    Y = Oy - key[0]*25
myfile.write(str(X) + ";" + str(Y) + ";" + str(value) + "\n")

myfile.close()

```