

Máster en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

Intensificación Ordenación, Gestión y Restauración de Cuencas



Universidad Politécnica de Valencia

Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

Trabajo Fin de Máster (Tipo B)

**EVALUACIÓN DE EFECTOS ANTRÓPICOS
DIRECTOS E INDIRECTOS SOBRE LA ZONACIÓN
DE LA VEGETACIÓN DE RIBERA EN DIFERENTES
TRAMOS DE RÍOS MEDITERRÁNEOS ESPAÑOLES**

Alumna: Alicia García Arias

Director: Dr. Félix Francés García

Valencia, Noviembre de 2010

Agradecimientos

Este trabajo no habría sido posible sin:

- El equipo multidisciplinar de profesores que conforman el Máster en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, la formación que he recibido de ellos me ha sido de gran utilidad en la realización de este trabajo.
- La Agencia Estatal de Meteorología, por facilitarme los registros meteorológicos, al Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX y a D. Arturo Navarro Escriche de la Confederación Hidrográfica del Júcar, por permitirme disponer de los datos hidrológicos de partida empleados en el apartado de series hidrometeorológicas.
- El profesor Dr. Francisco Martínez Capel y Virginia Garófano Gómez, por compartir los datos de campo, imprescindibles para los apartados de calibración y validación del modelo en los diferentes tramos de estudio.
- Los profesores Dr. Ignacio Andrés Doménech y Dr. Francisco Vallés Montalvo, por facilitarme los datos derivados de la modelación hidráulica, igualmente imprescindibles para la calibración, validación y aplicación del modelo.
- El profesor Dr. Félix Francés García, por darme la oportunidad de incorporarme al equipo de trabajo, trasmitirme sus conocimientos, dedicarme su tiempo siempre que he necesitado su ayuda y por enseñarme a madurar como investigadora potenciando mis habilidades y confiando en mi criterio.
- Todos mis compañeros, por su apoyo y ayuda incondicional, tanto dentro como fuera del despacho. En especial a Giambattista Bussi y Juan Camilo Munera por atender siempre a mis dudas y por sus buenos consejos, a Marta Pasquato y Chiara Medici, por su alegría contagiosa en los momentos más necesarios y a Joaquín Real Llanderal por compartir conmigo sus conocimientos en la materia así como el software RibAV v1.
- Mi Familia y a David Doménech Gómez, por comprenderme y apoyarme todas las veces que he decidido dedicar mi tiempo de ocio a este trabajo en vez de a ellos.

A todos vosotros mi más sincero agradecimiento.

RESUMEN

El modelo RibAV (Morales y Francés, 2009) es una herramienta pionera, de gran calidad, muy útil en la determinación de índices de evapotranspiración (ET_{index}) de tipos funcionales de vegetación presentes en las riberas. Mediante esta herramienta es posible zonificar los diferentes tipos potenciales de vegetación (TFV) a escala de tramo, bajo diferentes hipótesis de escenarios hidrológicos y climáticos. El establecimiento de la zonación de los diferentes TFV se realizó mediante el cálculo del ET_{index} para todos ellos, seleccionando el que obtuviera un mayor ET_{index} en cada punto de simulación. Este ha sido el único criterio en la selección del TFV simulado, no habiéndose considerado otras posibles afecciones sobre la vegetación presente en las riberas (disponibilidad de luz o nutrientes, duración de inundación, estrés por esfuerzo cortante, periodos de sequía, etc.).

Para realizar simulaciones con RibAV fue necesario disponer de series hidrometeorológicas específicas de cada tramo. También requirió conocer la elevación sobre el nivel del mar de cada uno de los puntos de simulación, así como disponer de información relativa a los suelos en cada punto, e información relativa a elevaciones del nivel freático asociadas a diferentes caudales (curvas de gasto). Para la obtención de unos buenos resultados de simulación fue necesario calibrar el conjunto de parámetros de vegetación característicos de cada uno de los TFV analizados (*RH*, herbáceas de ribera; *RJ*, pequeños arbustos y árboles juveniles de ribera; *RA*, grandes arbustos y árboles adultos de ribera; *TV*, vegetación terrestre). Estos parámetros aportan al modelo información relativa a las diferentes profundidades de raíces, las eficiencias en la transpiración desde las zonas saturada y no saturada, la cobertura y las presiones críticas y del punto de marchitez permanente. La selección del tramo de estudio para llevar a cabo la calibración del modelo se realizó en base a dos criterios fundamentales: elevado número de puntos de simulación y existencia de todos los TFV analizados. El tramo finalmente seleccionado fue el denominado Lorcha, que se encuentra aguas abajo del embalse de Beniarres en el Río Serpis. Este tramo satisfizo ambos criterios, con 431 puntos de simulación y con presencia de todos los tipos TFV considerados. En la evaluación de la calidad de la calibración se

emplearon dos herramientas complementarias: la matriz de confusión y el coeficiente de acuerdo, *kappa* (Cohen, 1960). Los resultados obtenidos resultaron altamente satisfactorios. El coeficiente de acuerdo, *kappa*, en la diferenciación de los cuatro TFV simulados ofreció un resultado igual a 0.604 ± 0.095 (límite de confianza 95%). El modelo calibrado fue capaz de diferenciar *TV* del conjunto de vegetación de ribera (*RIBERA*) el 90.40% de las veces. De hecho, al considerar únicamente dos categorías, *RIBERA* y *TV*, el resultado del coeficiente *kappa* pasó a ser excelente con un valor cercano a la unidad 0.833 ± 0.074 (límite de confianza 95%). Una vez calibrado el modelo, fue necesaria la validación del mismo en cada uno de los tramos de estudio antes de comenzar los análisis. El modelo quedó validado con resultados altamente satisfactorios en los dos tramos con régimen natural de caudales, Terde del Río Mijares y Rabo del Batán del Río Cabriel. El tramo Terde, con 165 puntos de simulación, quedó validado con un valor de *kappa* igual a 0.524 ± 0.139 . *TV* se diferenció correctamente de *RIBERA* en el 87.18% de los puntos de simulación y el valor de *kappa*, al diferenciar estos dos grupos, se incrementó hasta 0.780 ± 0.113 , el cual es considerado un resultado de validación excelente. En el tramo Rabo del Batán, con 155 puntos de simulación pero sin presencia de algunos TFV, se observó que *RIBERA* se simulaba correctamente el 90.43% de las veces, obteniéndose un balance global de aciertos igual al 72.90% de los puntos de simulación. Con esta clasificación de grupos se calculó *kappa*, obteniéndose un grado de acuerdo equivalente a 0.642 ± 0.114 , el cual es considerado un muy buen resultado. A la vista de estos resultados se decidió dar por validado el modelo para tramos naturales en el marco de la Demarcación Hidrográfica del Júcar, siempre que los nuevos casos de estudio se encuentren bajo condiciones similares a los tramos de estudio aquí analizados. Los resultados de la validación en tramos con regulación de caudales, Tormo y Cirat del Río Mijares, presentaron grandes diferencias, siendo excelentes en el primero de ellos, salvo para un tipo funcional de vegetación aislado, e insuficientes en el segundo. En Tormo, con 49 puntos de simulación, *RIBERA* se simuló correctamente en el 87.76% de los puntos. Además únicamente se simuló como *TV* algunos puntos alejados del cauce en una de las riberas. No se pudo realizar el cálculo de *kappa* en este tramo por no existir *TV* observada. Sin embargo, los balances calculados a partir de la matriz de confusión se consideraron suficientemente buenos para justificar que el tramo se considerara

validado. En Cirat, con 34 puntos de simulación, los resultados mostraron un elevado grado de desacuerdo respecto a los TFV reales observados. Este tramo está sometido a una fuerte presión agrícola y debido a que los riegos no se consiguieron simular correctamente, a los malos resultados obtenidos y al escaso número de puntos disponibles de simulación, no se pudo considerar validado el modelo y por tanto el tramo se descartó en los análisis posteriores.

Los resultados del análisis con los diferentes escenarios hidrológicos y climáticos propuestos demostraron que el modelo RibAV es capaz de simular las variaciones potenciales en la zonación de la vegetación en la zona de ribera, aún cuando las diferencias respecto a las series hidrometeorológicas originales son pequeñas.

Se comprobó que la regulación de caudales mediante embalses, con demandas aguas abajo del tramo de estudio, no siempre tuvo un efecto negativo sobre *RIBERA*, más bien al contrario parecía verse favorecida por la homogeneización de los caudales. En el tramo Terde, tanto la estacionalidad de la demanda como el caudal demandado afectaron ligeramente a las proporciones de *RIBERA* y *TV*. Se observaron diferencias mayores en el análisis de los TFV riparios, principalmente con la variación de los caudales que atravesaron el tramo y al considerar diferentes estacionalidades de la demanda, aunque frente a caudales elevados de demanda el volumen del embalse considerado también ganaba peso. Un incremento de los caudales se tradujo en un incremento de la presencia de los tipos funcionales *RA* y *RH*, viéndose más favorecida *RIBERA* por la regulación en los casos en los que existía un caudal constante a lo largo del año (demandas hidroeléctricas), y más aún cuando se aplicaba un incremento del caudal estival (demandas urbanas). Las variaciones en los escenarios de demanda con variabilidad mensual (demandas agrícolas) fueron muy leves, observándose una pequeña mejora de *RIBERA* con caudales medios de demanda (Q_{50}). El análisis del paso a régimen natural teórico en los tramos regulados, Lorcha y Tormo, ofreció diferentes resultados. En el primero, la regulación produjo un descenso de la *TV* y del tipo funcional *RA*, produciéndose un incremento de *RH* en las zonas más cercanas al cauce. En el caso de Tormo se triplicó el porcentaje de puntos simulados como *TV* en la ribera derecha del tramo, produciéndose un descenso importante de *RA* y, menos evidente, de *RH*. No fue posible extraer conclusiones

generalizables a otros posibles tramos de estudio, aunque considerando los excelentes resultados de calibración y validación en Lorcha y Terde, respectivamente, se consideran más fiables los resultados obtenidos del análisis de escenarios en estos dos tramos. Por otra parte, se analizaron escenarios de detracción de caudales en Terde, concluyéndose que la detracción tenía un efecto negativo sobre *RIBERA* en la ribera izquierda del tramo, viéndose en mayor desventaja, frente a *TV*, cuanto mayores eran los caudales derivados antes del tramo. Dado que se mantuvo un caudal mínimo medioambiental constante equivalente al 10% del caudal medio diario, los efectos de la detracción sobre las proporciones de vegetación de ribera y *TV* no fueron especialmente graves en ninguno de los escenarios analizados. Se observó que se producían variaciones mayores de *RA* y *RH* al comparar los diferentes escenarios, reduciéndose progresivamente la presencia de la *RH* a medida que la detracción crecía. Los escenarios más perjudiciales para *RIBERA* fueron aquellos en los que el caudal demandado superaba el 50% del caudal medio diario de la serie histórica de caudales y no presentaba estacionalidad o tenía un incremento estival, es decir, los escenarios Q_{50} , Q_{80} y Q_{100} correspondientes a demandas hidroeléctricas y urbanas. Las detracciones por demanda agrícola fueron las que menos perjudicaron a *RIBERA*, a igualdad de proporción de caudales. El modelo resultó útil también en el análisis del establecimiento de caudales mínimos (Q_{min}) para la conservación de la vegetación de ribera. Los resultados mostraron que el establecimiento de Q_{min} pequeños era suficiente para mantener la vegetación existente aún cuando los caudales eran constantes a lo largo del año. El análisis con Q_{min} mayores demostró que la estacionalidad de éstos era importante, viéndose *RIBERA* favorecida cuando tenían estacionalidad mensual. El establecimiento de Q_{min} favoreció también la presencia de un TFV inexistente en otros escenarios, *RJ*, lo que hizo pensar que puede favorecerse la diversidad de la vegetación en las riberas mediante el establecimiento de un régimen de Q_{min} apropiado. Estos resultados demuestran la importancia de considerar, no solo la regulación a la que está sometido el sistema o los caudales mínimos medioambiental más apropiados, sino también la estacionalidad de los mismos, especialmente en aquellos casos en los que se pretenda recuperar una zona de ribera en mal estado.

Por último, se han analizado diferentes escenarios de cambio climático en los tramos sin regulación de caudales, Terde y Rabo del Batán. Los escenarios de cambio climático analizados fueron HadCM2-INM (IS92) para los periodos 2010-2040, 2040-2070 y 2070-2100, HadCM3-PROMES (2070-2100) SRES B2, en adelante *B2*, y SRES A2, en adelante *A2*. En general se observó una tendencia al incremento de la proporción de *RIBERA* frente a *TV* a medida que se analizaban periodos más avanzados del centenario y escenarios más pesimistas en el tramo Terde. Diferentes fueron los resultados en el caso del tramo Rabo del Batán, disminuyendo la proporción de *RIBERA* ligeramente respecto al periodo de referencia en el escenario más pesimista (*A2*) y viéndose incrementada únicamente en el escenario optimista (*B2*) al final del centenario. Las variaciones no superaron el 11% de los puntos de simulación en ningún escenario. Esto implica que el efecto del cambio climático, aunque no se espera que vaya a ser extremo, será patente en estas las zonas de ribera de los dos tramos analizados. La tendencia al incremento de la presencia de *RA* en detrimento de *RH* se observó en ambos tramos. Esta tendencia, confirmada en todos los escenarios analizados, se hizo más patente en los escenarios previstos para el periodo 2070-2100 y más acusada en aquellos más pesimistas (*A2*), por lo que supone la conclusión más robusta de las extraídas en este análisis. Estas mismas tendencias se observaron al comparar los resultados de la simulación del periodo de referencia con los de la simulación de la serie histórica de datos completa, que incluye los de las dos últimas décadas. Se concluyó que los efectos del cambio climático han empezado a producirse a lo largo de los últimos 20 años, y que, dadas las circunstancias, los escenarios HadCM2-INM (IS92) son excesivamente optimistas. Se observaron también variaciones en la zonación de los diferentes TFV en varios puntos de simulación. Por este motivo se debe considerar que las proporciones no son totalmente representativas de los cambios, por poder producirse compensaciones en las distintas zonaciones de los TFV.

Con este trabajo se ha justificado la utilidad del modelo en la simulación de TFV en las riberas de ríos mediterráneos, en la determinación de efectos sobre la zonación de la vegetación en las riberas consecuencia de la gestión hídrica o del cambio climático y como soporte a la decisión en la determinación de caudales mínimos medioambientales.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

1.-	INTRODUCCIÓN.....	33
1.1.-	Las riberas y su estudio.....	33
1.2.-	Motivación y objetivos	43
1.2.1.-	Motivación	43
1.2.2.-	Objetivos	45
1.2.3.-	Información de partida.....	47
1.3.-	La vegetación de ribera	48
1.3.1.-	Tipos funcionales de vegetación	50
1.3.1.1	Clasificación por tipos funcionales de vegetación riparia	53
1.3.2.-	La sucesión vegetal en las riberas	55
1.4.-	Relación entre caudales y vegetación riparia	57
2.-	MODELO RIBAV	63
2.1.-	Antecedentes en modelos de vegetación de ribera.....	63
2.2.-	El Modelo RibAV	71
2.2.1.-	Consideraciones previas	71
2.2.2.-	Elevación del nivel freático.....	72
2.2.3.-	Parámetros de vegetación	73
2.2.4.-	Parámetros de suelo	74

2.2.5.-	Redistribución hidráulica	75
2.2.6.-	Relación entre humedad del suelo y profundidad efectiva de raíces.....	78
2.2.7.-	Flujos de agua en el tanque	79
2.2.8.-	Evapotranspiración real.....	80
2.2.9.-	Índice de evapotranspiración (ETindex)	82
3.-	CASOS DE ESTUDIO	87
3.1.-	Descripción de los tramos de estudio.....	87
3.1.1.-	Río Serpis en el tramo Lorcha.....	88
3.1.2.-	Río Mijares en el tramo Cirat.....	90
3.1.3.-	Río Mijares en el tramo Tormo	91
3.1.4.-	Río Mijares en el tramo Terde	92
3.1.5.-	Río Cabriel en el tramo Rabo del Batán	94
3.2.-	Series hidrometeorológicas.....	95
3.2.1.-	Metodología.....	95
3.2.1.1	Precipitación.....	96
3.2.1.2	Evapotranspiración potencial	98
3.2.1.3	Caudal.....	101
3.2.2.-	Río Serpis en Lorcha.....	101
3.2.2.1	Precipitación.....	101
3.2.2.2	Evapotranspiración potencial	103

3.2.2.3	Caudal.....	105
3.2.2.4	Valores medios mensuales	106
3.2.3.-	Río Mijares en Cirat y Tormo.....	108
3.2.3.1	Precipitación.....	108
3.2.3.2	Evapotranspiración potencial	110
3.2.3.3	Caudal.....	112
3.2.3.4	Valores medios mensuales	116
3.2.4.-	Río Mijares en el tramo Terde	120
3.2.4.1	Precipitación.....	120
3.2.4.2	Evapotranspiración potencial	122
3.2.4.3	Caudal.....	124
3.2.4.4	Valores medios mensuales	125
3.2.5.-	Río Cabriel en el tramo Rabo del Batán	127
3.2.5.1	Precipitación.....	127
3.2.5.2	Evapotranspiración potencial	128
3.2.5.3	Caudal.....	130
3.2.5.4	Valores medios mensuales	131
4.-	CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DEL MODELO EN LOS TRAMOS DE ESTUDIO	135
4.1.-	Calibración del modelo	136
4.1.1.-	Matriz de confusión	136

4.1.2.-	Coeficiente de acuerdo, <i>kappa</i>	138
4.1.3.-	Selección del tramo de estudio	140
4.1.4.-	Proceso de Calibración en Lorcha del Río Serpis	141
4.1.4.1	Parámetros de vegetación.....	141
4.1.4.2	Resultados de la calibración.....	144
4.2.-	Validación del modelo	148
4.2.1.-	Validación en los tramos con régimen natural de caudales: Terde y Rabo del Batán.....	149
4.2.1.1	Validación en el tramo Terde del Río Mijares.....	149
4.2.1.2	Validación en el tramo Rabo del Batán del Río Cabriel.....	152
4.2.2.-	Validación en los tramos con régimen alterado de caudales: Tormo y Cirat	155
4.2.2.1	Validación en el tramo Tormo del Río Mijares.....	155
4.2.2.2	Validación en el tramo Cirat del Río Mijares.....	157
5.-	ANÁLISIS DE AFECCIONES ANTRÓPICAS DIRECTAS SOBRE LA ZONACIÓN DE LA VEGETACIÓN DE RIBERA	163
5.1.-	Modificaciones en el régimen de caudales.....	163
5.1.1.-	Escenarios de regulación de caudales.....	164
5.1.1.1	Capacidades de embalse	165
5.1.1.2	Caudales de demanda	165
5.1.1.3	Estacionalidades de demanda	166
5.1.1.4	Escenarios de regulación seleccionados.....	179

5.1.2.-	Escenarios de detracción de caudales.....	179
5.1.3.-	Escenarios de caudales mínimos.....	180
5.2.-	Resultados del análisis de afecciones antrópicas directas.....	183
5.2.1.-	Modificaciones por regulación de caudales.....	183
5.2.1.1	Escenarios de regulación en el tramo Terde (Río Mijares).....	183
5.2.2.-	Modificaciones por detracción de caudales.....	197
5.2.3.-	Modificaciones por establecimiento de caudales mínimos medioambientales.....	201
6.-	ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO Y SUS POSIBLES EFECTOS SOBRE LA ZONACIÓN DE LA VEGETACIÓN DE RIBERA.....	211
6.1.-	Escenarios de cambio climático.....	216
6.1.1.-	Metodología para el cálculo de escenarios de cambio climático en tramos con régimen natural de caudales.....	220
6.1.2.-	Escenarios de variación de la precipitación.....	225
6.1.3.-	Escenarios de variación de la temperatura y la ET_0	228
6.1.4.-	Escenarios de variación del caudal.....	233
6.2.-	Resultados del análisis de afecciones en escenarios de cambio climático.....	236
6.2.1.-	Tramo Terde del Río Mijares.....	236
6.2.2.-	Tramo Rabo del Batán del Río Cabriel.....	241
6.3.-	Principales conclusiones extraídas del análisis de escenarios de cambio climático.....	248
7.-	DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.....	253

7.1.-	El modelo RibAV como herramienta para la zonación de tipos funcionales de vegetación	253
7.2.-	Información de partida y pretratamiento de los datos.....	254
7.3.-	Calibración de los parámetros de vegetación del modelo RibAV	255
7.4.-	Validación del modelo RibaV en diferentes tramos de estudio.....	256
7.5.-	Análisis de escenarios de gestión hidrológica	258
7.6.-	Análisis de escenarios de cambio climático	261
7.7.-	Utilidad del modelo RibAV.....	263
7.8.-	Líneas de investigación futuras.....	264
7.8.1.-	Evaluación de afecciones sobre la zonación de la vegetación de ribera con RibAV2D	264
7.8.2.-	El modelo RIPFLOW v3, resultado de la unión entre RibAV2D y RIPFLOW v2	265
7.8.3.-	Modelación de la vegetación de ribera a escala de cuenca	266
8.-	BIBLIOGRAFÍA.....	271

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Distribución longitudinal y transversal de la vegetación de ribera.....	38
Figura 2.1. Esquema del Modelo-GIS-Vegetación potencial propuesto por Bogner, Egger y Thaler en 1996	64
Figura 2.2. Curvas de ET empleadas en los modelos MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1996) y ETS1 (Banta, 2000),	65
Figura 2.3. Esquema simplificado de la ecuación de balance hídrico en las zonas riparias propuesta por Mac Nish et al. (2000). ET: evapotranspiración; R: flujo en el acuífero; U: flujo de entrada de aguas arriba al acuífero en X1; D: flujo de salida del acuífero en X3; G: flujo del río entre X1 y X3; S: agua perdida al acuífero por descenso del nivel freático.....	66
Figura 2.4. Curvas de ET genéricas para un tipo funcional de vegetación empleadas en el modelo RIP-ET (Baird y Maddock III, 2005). Sxd: profundidad de extinción por saturación; Ard: profundidad de la zona activa de raíces; Hsxd: elevación de extinción por saturación; Hxd, elevación de extinción; Rmax: tasa máxima de ET.....	68
Figura 2.5. Esquema conceptual del modelo RibAV.....	79
Figura 2.6. Relación entre ETreal (mm) y Humedad del Suelo (%)	82
Figura 3.1. Localización de los tramos de estudio	87
Figura 3.2. Transectos del tramo Lorcha del río Serpis	89
Figura 3.3. Transectos del tramo Cirat del río Mijares	90
Figura 3.4. Transectos del tramo Tormo del río Mijares	92
Figura 3.5. Transectos del tramo Terde del río Mijares	93
Figura 3.6. Transectos del tramo Rabo del Batán del río Cabriel	94
Figura 3.7. Comparación de resultados en la estimación de la ET0 según el método empleado: Hargreaves y Penman-Monteith.....	100
Figura 3.8. Precipitación diaria (mm) del tramo Lorcha del río Serpis (Periodo 1998-2009).....	102

Figura 3.9. Evapotranspiración potencial diaria (mm/d) del tramo Lorcha del río Serpis (Periodo 1998-2009).....	104
Figura 3.10. Aportaciones diarias (m ³ /s) del tramo Lorcha del río Serpis (Periodo 1998-2009)	105
Figura 3.11. Tramo Lorcha del río Serpis (Periodo 1998-2006): Arriba: Precipitaciones (mm) y aportaciones medias diarias (m ³ /s) para cada mes; Abajo: Coeficientes de variación de las precipitaciones (mm) y aportaciones medias diarias (m ³ /s) para cada mes.....	106
Figura 3.12. Tramo Lorcha del río Serpis en régimen alterado (Periodo 1998-2006): Arriba. Evapotranspiraciones potenciales de referencia (mm/mes) y temperaturas (° C) para cada mes; Abajo. Coeficientes de variación de las ET ₀ (mm/mes) y temperaturas (° C) para cada mes.	107
Figura 3.13. Precipitación diaria (mm) del tramo Cirat del río Mijares (Periodo 1987-2008).....	109
Figura 3.14. Precipitación diaria (mm) del tramo Tormo del río Mijares (Periodo 1987-2008)	110
Figura 3.15. ET ₀ (mm/d) del tramo Cirat del río Mijares (Periodo 1987-2008)	112
Figura 3.16. ET ₀ (mm/d) del tramo Tormo del río Mijares (Periodo 1987-2008)	112
Figura 3.17. Aportaciones diarias (m ³ /s) del tramo Cirat del río Mijares (Periodo 1987-2008).....	115
Figura 3.18. Aportaciones diarias (m ³ /s) del tramo Tormo del río Mijares (Periodo 1987-2008)....	115
Figura 3.19. Tramo Cirat del río Mijares (Periodo 1987-2008): Arriba. Precipitaciones (mm) y aportaciones medias diarias (m ³ /s) para cada mes; Abajo. Coeficientes de variación de las precipitaciones (mm) y aportaciones medias diarias (m ³ /s) para cada mes.....	116
Figura 3.20. Tramo Tormo del río Mijares (Periodo 1987-2008): Arriba. Precipitaciones (mm) y aportaciones medias diarias (m ³ /s) para cada mes; Abajo. Coeficientes de variación de las precipitaciones (mm) y aportaciones medias diarias (m ³ /s) para cada mes.....	117
Figura 3.21. Tramo Cirat del río Mijares (Periodo 1987-2008): Arriba. Evapotranspiración potencial de referencia (mm/mes) y temperaturas (° C) para cada mes; Abajo. Coeficientes de variación de las ET ₀ (mm/mes) y temperaturas (° C) para cada mes.	118
Figura 3.22. Tramo Cirat del río Mijares (Periodo 1987-2008): Arriba. Evapotranspiración potencial de referencia (mm/mes) y temperaturas (° C) para cada mes; Abajo. Coeficientes de variación de las ET ₀ (mm/mes) y temperaturas (° C) para cada mes.	119

Figura 3.23. Precipitación diaria (mm) del tramo Terde del río Mijares (Periodo 1948 - 2009)	122
Figura 3.24. Evapotranspiración potencial de referencia diaria (mm/día) del tramo Terde del río Mijares (Periodo 1948 - 2009).....	123
Figura 3.25. Aportaciones diarias (m ³ /s) del tramo Terde del río Mijares (Periodo 1948 - 2009)....	124
Figura 3.26. Tramo Terde del río Mijares (Periodo 1948 - 2009): Arriba. Precipitaciones (mm) y aportaciones medias diarias (m ³ /s) para cada mes; Abajo. Coeficientes de variación de las precipitaciones (mm) y aportaciones medias diarias (m ³ /s) para cada mes.....	125
Figura 3.27. Tramo Terde del río Mijares (Periodo 1986-2006): Izqda. Evapotranspiraciones potenciales de referencia (mm/mes) y temperaturas (° C) para cada mes; Dcha. Coeficientes de variación de las ET ₀ (mm/mes) y temperaturas (° C) para cada mes.....	126
Figura 3.28. Precipitación diaria (mm) del tramo Rabo del Batán del río Cabriel (Periodo 1949 - 2009).....	128
Figura 3.29. Evapotranspiración potencial de referencia diaria (mm/d) del tramo Rabo del Batán del río Cabriel (Periodo 1949 - 2009).....	129
Figura 3.30. Aportaciones diarias (m ³ /s) del tramo Rabo del Batán del río Cabriel (Periodo 1949-2009).....	130
Figura 3.31. Tramo Rabo del Batán del río Cabriel (Periodo 1949 - 2009): Arriba. Precipitaciones (mm) y aportaciones medias diarias (m ³ /s) para cada mes; Abajo. Coeficientes de variación de las precipitaciones (mm) y aportaciones medias diarias (m ³ /s) para cada mes.	131
Figura 3.32. Tramo Rabo del Batán del río Cabriel (Periodo 1949 - 2009): Arriba. Evapotranspiraciones potenciales de referencia (mm/mes) y temperaturas (° C) para cada mes; Abajo. Coeficientes de variación de las ET ₀ (mm/mes) y temperaturas (° C) para cada mes.	132
Figura 4.1. Matriz de confusión.....	137
Figura 4.2. Resultados de la calibración del modelo en el tramo Lorcha del Río Serpis: zonación de los tipos funcionales de vegetación. Derecha: Tipos funcionales de vegetación observados; izquierda: Tipos funcionales de vegetación simulados.....	146
Figura 4.3. Resultados de la validación del modelo en el tramo Terde del Río Mijares: zonación de los tipos funcionales de vegetación. Derecha: Tipos funcionales de vegetación observados; izquierda: Tipos funcionales de vegetación simulados.....	151

Figura 4.4. Resultados de la validación del modelo en el tramo Rabo del Batán del Río Cabriel: zonación de los tipos funcionales de vegetación. Superior: Tipos funcionales de vegetación observados; inferior: Tipos funcionales de vegetación simulados.....	153
Figura 4.5. Resultados de la validación del modelo en el tramo Tormo del Río Mijares: zonación de los tipos funcionales de vegetación. Derecha: Tipos funcionales de vegetación observados; izquierda: Tipos funcionales de vegetación simulados.....	156
Figura 4.6. Resultados de la validación del modelo en el tramo Cirat del Río Mijares: zonación de los tipos funcionales de vegetación. Derecha: Tipos funcionales de vegetación observados; izquierda: Tipos funcionales de vegetación simulados.....	158
Figura 5.1. Esquema correspondiente a los escenarios de regulación propuestos.	164
Figura 5.2. Escenarios de demanda hidroeléctrica en el tramo Terde del río Mijares.	167
Figura 5.3. Caudales medios y coeficientes de variación correspondientes a las series de aportaciones de los diferentes escenarios de demanda hidroeléctrica en el tramo Terde del río Mijares en diferentes capacidades de embalse.	168
Figura 5.4. Escenarios de estacionalidad de la demanda urbana. Se han representado únicamente los escenarios con caudal correspondiente al 100% de la aportación media (Q100%) para cada grupo de escenarios.....	170
Figura 5.5. Escenarios de caudal de demanda urbana con estacionalidad correspondiente a un incremento del 50% de la demanda en los meses estivales.....	170
Figura 5.6. Medias y Coeficientes de variación correspondientes a las series de aportaciones de los diferentes escenarios de demanda hidroeléctrica y urbana para un volumen de embalse del 100% de la aportación anual media al tramo Terde del río Mijares.....	171
Figura 5.7. Escenarios de demanda agrícola de cultivo de alfalfa en el tramo Terde del río Mijares.	173
Figura 5.8. Escenarios de demanda agrícola de cultivo de trigo en el tramo Terde del río Mijares.	173
Figura 5.9. Escenarios de demanda agrícola de cultivo de maíz en el tramo Terde del río Mijares.	174
Figura 5.10. Escenarios de demanda agrícola de cultivo de cebolla en el tramo Terde del río Mijares.	175

Figura 5.11. Escenarios de demanda agrícola de cultivo de viña en el tramo Terde del río Mijares.	175
Figura 5.12. Caudales medios y coeficientes de variación correspondientes a las series de aportaciones de los diferentes escenarios de demanda agrícola, basados en la estacionalidad del maíz, en el tramo Terde del río Mijares en diferentes capacidades de embalse.	176
Figura 5.13. Medias y Coeficientes de variación correspondientes a las series de aportaciones de los diferentes escenarios de demanda hidroeléctrica, urbana y agrícola para un volumen de embalse del 100% de la aportación anual media al tramo Terde del río Mijares.	177
Figura 5.14. Esquema correspondiente a los escenarios de detracción propuestos.	180
Figura 5.15. Esquema correspondiente a los escenarios de caudales mínimos propuestos.	181
Figura 5.16. Tipos funcionales de vegetación correspondientes a la simulación con RibAV de los caudales históricos del tramo Terde en régimen natural de caudales.	184
Figura 5.17. Tipos funcionales de vegetación simulados en el tramo Terde para dos escenarios de regulación con demandas hidroeléctricas máximas (Q100). Izquierda: capacidad de embalse V20; derecha: capacidad de embalse V100.	186
Figura 5.18. Tipos funcionales de vegetación simulados en el tramo Terde para dos escenarios de regulación con demandas urbanas Q20. Izquierda: capacidad de embalse V20; derecha: capacidad de embalse V100.	188
Figura 5.19. Tipos funcionales de vegetación simulados en el tramo Terde para dos escenarios de regulación con volumen de embalse V100 y demandas urbanas. Izquierda: caudal de demanda Q50; derecha: caudal de demanda Q100.	188
Figura 5.20. Tipos funcionales de vegetación simulados en el tramo Terde para dos escenarios de regulación con demandas agrícolas. Izquierda: volumen de embalse V20 y caudal de demanda Q50; derecha: volumen de embalse V100 y caudal de demanda Q100.	190
Figura 5.21. Tipos funcionales de vegetación simulados en el tramo Terde para el escenario de regulación con demandas agrícolas: volumen de embalse V40 y caudal de demanda Q80. .	192
Figura 5.22. Tipos funcionales de vegetación simulados en el tramo Lorcha con la serie histórica de caudales regulados (izquierda) y el escenario de caudales teóricos en régimen natural (derecha).	194

Figura 5.23. Tipos funcionales de vegetación simulados en el tramo Tormo con la serie histórica de caudales regulados (izquierda) y el escenario de caudales teóricos en régimen natural (derecha).....	195
Figura 5.24. Tipos funcionales de vegetación simulados en el tramo Terde con la serie histórica de caudales naturales (izquierda) y el escenario de detracción de caudales (Q80) con demandas agrícolas (derecha).	199
Figura 5.25. Tipos funcionales de vegetación simulados en el tramo Terde para los escenarios de detracción de caudales Q100. Izquierda: demandas hidroeléctricas. Derecha: demandas urbanas.	200
Figura 5.26. Tipos funcionales de vegetación simulados en el tramo Terde con la serie histórica de caudales naturales (izquierda) y el escenario de caudales mínimos medioambientales (Qmin20) con estacionalidad mensual y demandas hidroeléctricas (derecha)	206
Figura 6.1. Esquema descriptivo del uso de escenarios en estudios de cambio climático.	214
Figura 6.2. Escenarios hidrológicos utilizados (Fuente: Hernández, 2007).	223
Figura 6.3. Distribución mensual de las precipitaciones del tramo Terde del Mijares en los diferentes escenarios analizados.....	225
Figura 6.4. Distribución mensual de las precipitaciones de los tramo Rabo del Batán del Cabriel en los diferentes escenarios analizados.....	227
Figura 6.5. Incrementos de temperatura y ET0 en los diferentes periodos planteados, 2010-2040 (arriba), 2040-2070 (centro) y 2070-2100 (abajo), con el MCGAO-A HadCM2 regionalizado con INM y en base al escenario de emisión IS92. a) Tramo Terde del río Mijares, b) Tramo Rabo del Batán del río Cabriel.....	230
Figura 6.6. Incrementos de temperatura y ET0 en el periodo 2070-2100, con el MCGAO-A HadCM3 regionalizado con PROMES y en base a los escenarios de emisión SRES B2 (arriba) y A2 (abajo). a) Tramo Terde del río Mijares, b) Tramo Rabo del Batán del río Cabriel.....	231
Figura 6.7. Distribución mensual de las ET0 del tramo Terde del río Mijares en los diferentes escenarios analizados.....	232
Figura 6.8. Distribución mensual de las ET0 del tramo Rabo del Batán del río Cabriel en los diferentes escenarios analizados.....	233

Figura 6.9. Distribución mensual de las aportaciones del tramo Terde del Río Mijares en los diferentes escenarios analizados.....	234
Figura 6.10. Distribución mensual de las aportaciones del tramo Rabo del Batán del Río Cabriel en los diferentes escenarios analizados.....	235
Figura 6.11. Tipos funcionales de vegetación resultantes de la simulación con RibAV en el tramo Terde del Río Mijares, del periodo de referencia para escenarios de cambio climático (1960-1990).....	237
Figura 6.12. Tipos funcionales de vegetación resultantes de la simulación con RibAV del escenario HadCM3-PROMES SRES B2 2070-2100 de cambio climático en el tramo Terde del Río Mijares.....	239
Figura 6.13. Tipos funcionales de vegetación resultantes de la simulación con RibAV del escenario HadCM3-PROMES SRES A2 2070-2100 de cambio climático en el tramo Terde del Río Mijares.....	240
Figura 6.14. Tipos funcionales de vegetación resultantes de la simulación con RibAV en el tramo Rabo del Batán del Río Cabriel, del periodo de referencia para escenarios de cambio climático (1960-1990).....	242
Figura 6.15. Tipos funcionales de vegetación resultantes de la simulación con RibAV del escenario HadCM2-INM 2040-2070 de cambio climático en el tramo Rabo del Batán del Río Cabriel. .	244
Figura 6.16. Tipos funcionales de vegetación resultantes de la simulación con RibAV del escenario HadCM2-INM 2070-2100 de cambio climático en el tramo Rabo del Batán del Río Cabriel. .	245
Figura 6.17. Tipos funcionales de vegetación resultantes de la simulación con RibAV del escenario HadCM2-INM 2070-2100 de cambio climático en el tramo Rabo del Batán del Río Cabriel. .	247
Figura 6.18. Tipos funcionales de vegetación resultantes de la simulación con RibAV del escenario HadCM2-INM 2070-2100 de cambio climático en el tramo Rabo del Batán del Río Cabriel. .	247

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.1 Tabla resumen de los tramos de estudio.	88
Tabla 3.2. Estaciones AEMET empleadas en el cálculo de precipitaciones en el tramo Lorcha del río Serpis.	101
Tabla 3.3. Matriz de pesos empleados en el cálculo de precipitaciones en el tramo Lorcha del río Serpis.	102
Tabla 3.4. Estaciones AEMET y estaciones IVIA empleadas en el cálculo de temperaturas en el tramo Lorcha del río Serpis.	103
Tabla 3.5. Estaciones de aforos y embalses del CEDEX empleados en el cálculo de caudales en el tramo Lorcha del río Serpis.	105
Tabla 3.6. Estaciones AEMET empleadas en el cálculo de precipitaciones en los tramos Cirat y Tormo del río Mijares.	108
Tabla 3.7. Matriz de pesos empleados en el cálculo de precipitaciones en los tramos Cirat y Tormo del río Mijares.	109
Tabla 3.8. Estaciones AEMET empleadas en el cálculo de temperaturas en los tramos Cirat y Tormo del río Mijares.	111
Tabla 3.9. Estaciones de aforo y embalses del CEDEX empleados en el cálculo de caudales en los tramos Cirat y Tormo del río Mijares.	113
Tabla 3.10. Caudales de demanda y de consumo considerados en el cálculo de caudales en los tramos Cirat y Tormo del río Mijares.	114
Tabla 3.11. Estaciones AEMET empleadas en el cálculo de precipitaciones en el tramo Terde del río Mijares.	120
Tabla 3.12. Matriz de pesos empleados en el cálculo de precipitaciones en el tramo Terde del río Mijares.	121
Tabla 3.13. Estaciones AEMET empleadas en el cálculo de temperaturas en el tramo Terde del río Mijares.	123

Tabla 3.14. Estaciones de aforo del CEDEX empleadas en el cálculo de aportaciones en los tramos Terde 1 y Terde 2 del río Mijares.	124
Tabla 3.15. Estaciones AEMET empleadas en el cálculo de precipitaciones en el tramo Rabo del Batán del río Cabriel.	127
Tabla 3.16. Tabla de pesos empleados en el cálculo de precipitaciones en el tramo Rabo del Batán del río Cabriel.....	127
Tabla 3.17. Estaciones AEMET empleadas en el cálculo de temperaturas en el tramo Rabo del Batán del río Cabriel.	129
Tabla 3.18. Estaciones de aforo del CEDEX empleadas en el cálculo de aportaciones al tramo Rabo del Batán del río Cabriel.....	130
Tabla 4.1. Parámetros de vegetación frente a los que el modelo RibAV es más sensible.....	141
Tabla 4.2. Hipótesis inicial de los parámetros de vegetación (Morales, 2010).....	142
Tabla 4.3. Parámetros de calibración del modelo RibAV.....	142
Tabla 4.4. Matriz de confusión resultante del proceso de calibración del modelo RibAV en Lorcha.	145
Tabla 4.5. Balance de aciertos en la diagonal principal de la matriz de confusión resultante del proceso de calibración del modelo RibAV en Lorcha.....	147
Tabla 4.6. Matriz de confusión resultante del proceso de validación del modelo RibAV en Terde.	150
Tabla 4.7. Balance de aciertos en la diagonal principal de la matriz de confusión resultante del proceso de validación del modelo RibAV en Terde.....	151
Tabla 4.8. Matriz de confusión resultante del proceso de validación del modelo RibAV en Rabo del Batán.....	153
Tabla 4.9. Balance de aciertos en la diagonal principal de la matriz de confusión resultante del proceso de validación del modelo RibAV en Rabo del Batán.	154
Tabla 4.10. Matriz de confusión resultante del proceso de validación del modelo RibAV en Tormo.	155

Tabla 4.11. Balance de aciertos en la diagonal principal de la matriz de confusión resultante del proceso de validación del modelo RibAV en Tormo.....	157
Tabla 4.12. Matriz de confusión resultante del proceso de validación del modelo RibAV en Cirat.	158
Tabla 4.13. Balance de aciertos en la diagonal principal de la matriz de confusión resultante del proceso de validación del modelo RibAV en Cirat.....	159
Tabla 5.1. Diferentes capacidades de embalse consideradas en el análisis de escenarios del tramo Terde del río Mijares.	165
Tabla 5.2. Diferentes caudales demandados considerados en el análisis de escenarios de los tramos Terde del río Mijares.	166
Tabla 5.3. Diferentes escenarios de demanda hidroeléctrica en el tramo Terde del río Mijares.....	167
Tabla 5.4. Diferentes escenarios de demanda urbana, con incrementos estivales entre el 5% y el 100%, en el tramo Terde del río Mijares.	169
Tabla 5.5. Diferentes escenarios de demanda agrícola de cultivo de alfalfa en el tramo Terde del río Mijares.....	172
Tabla 5.6. . Diferentes escenarios de demanda agrícola de cultivo de trigo en el tramo Terde del río Mijares.....	173
Tabla 5.7. Diferentes escenarios de demanda agrícola de cultivo de maíz en el tramo Terde del río Mijares.....	174
Tabla 5.8. Diferentes escenarios de demanda agrícola de cultivo de cebolla en el tramo Terde del río Mijares.....	174
Tabla 5.9. Diferentes escenarios de demanda agrícola de cultivo de viña en el tramo Terde del río Mijares.....	175
Tabla 5.10. Diferentes escenarios de caudales mínimos en el tramo Terde del río Mijares.	182
Tabla 5.11. Tipos funcionales de vegetación correspondientes a la simulación con RibAV de los caudales históricos del tramo Terde en régimen natural de caudales.....	184
Tabla 5.12. Resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los escenarios de regulación de caudales con demandas hidroeléctricas en Terde.....	185

Tabla 5.13. Resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los escenarios de regulación de caudales con demandas urbanas en Terde.....	189
Tabla 5.14. Resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los escenarios de regulación de caudales con demandas agrícolas en Terde.	191
Tabla 5.15. Tipos funcionales de vegetación observados y resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los caudales regulados históricos y del escenario de paso a régimen natural teórico de caudales del tramo Lorcha.....	193
Tabla 5.16. Tipos funcionales de vegetación observados y resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los caudales regulados históricos y del escenario de paso a régimen natural teórico de caudales del tramo Tormo.	194
Tabla 5.17. Tipos funcionales de vegetación correspondientes a la simulación con RibAV de los caudales históricos del tramo Terde en régimen natural de caudales.....	198
Tabla 5.18. Resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los escenarios de detracción de caudales por demandas hidroeléctricas, urbanas y agrícolas en el tramo Terde.	198
Tabla 5.19. Tipos funcionales de vegetación correspondientes a la simulación con RibAV de los caudales históricos del tramo Terde en régimen natural de caudales.....	202
Tabla 5.20. Resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los escenarios de caudal mínimos Qmin10% medioambientales con diferentes estacionalidades y detracción de caudales por demandas hidroeléctricas, urbanas y agrícolas en el tramo Terde.....	203
Tabla 5.21. Resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los escenarios de caudal mínimos Qmin20% medioambientales con diferentes estacionalidades y detracción de caudales por demandas hidroeléctricas, urbanas y agrícolas en el tramo Terde.....	204
Tabla 6.1. Variaciones de temperatura (° C) previstas por los diferentes escenarios, en los tramos de estudio.....	221
Tabla 6.2. Variaciones de precipitación (mm) previstas por los diferentes escenarios, en los tramos de estudio.....	222
Tabla 6.3. Factores correctores de las series diarias de precipitación.....	222
Tabla 6.4. Variaciones de aportaciones (%) previstas por los diferentes escenarios, en los tramos de estudio.....	224

Tabla 6.5. Factores correctores de las series diarias de aportaciones.	224
Tabla 6.6. Tipos funcionales de vegetación resultado correspondientes a la simulación con RibAV de los caudales históricos del tramo Terde en régimen natural de caudales así como del periodo de referencia de los escenarios de cambio climático.	237
Tabla 6.7. Resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los escenarios HadCM2-INM (IS92) de cambio climático en Terde.	238
Tabla 6.8. Resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los escenarios de cambio climático HadCM3-PROMES (SRES A2 y B2) para el periodo 2070-2100 en Terde.	238
Tabla 6.9. Tipos funcionales de vegetación resultado correspondientes a la simulación con RibAV de los caudales históricos del tramo Rabo del Batán en régimen natural de caudales así como del periodo de referencia de los escenarios de cambio climático.	241
Tabla 6.10. Resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los escenarios HadCM2-INM (IS92) de cambio climático en Rabo del Batán.	243
Tabla 6.11. Resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los escenarios de cambio climático HadCM3-PROMES (SRES B2 y A2) para el periodo 2070-2100, en Rabo del Batán.	246

INTRODUCCIÓN

1.- INTRODUCCIÓN

1.1.- Las riberas y su estudio

Es aceptada la definición de ribera como el área adyacente o muy próxima a un cauce fluvial, con inundaciones periódicas, que se ve ambientalmente influida de forma distintiva por esta proximidad (Bren, 1993; Lowrance *et al.*, 1998), se encuentra poco alterada por la acción directa del hombre (Wenger, 1999) y que constituye en si misma tanto un ecotono entre las zonas terrestre y acuática, así como un corredor a través de diferentes regiones (Malanson, 1993). Sin embargo, definir sus límites no es siempre una tarea sencilla por lo que puede considerarse que, a partir de un enfoque acorde con la ingeniería hidráulica, ésta es el área cubierta por una inundación con un período de retorno particular (Brookes y Shields, 2001).

Las riberas se caracterizan principalmente por ser entornos altamente dinámicos, es decir, en constante cambio debido a procesos continuos (Howard, 1992; Nilsson y Berggren, 2000; Winward, 2000; Glenz *et al.*, 2003; Richards *et al.*, 2002; Miller *et al.*, 2003). Representan una zona de transición entre el medio acuático, de caudales circulantes, y el medio terrestre de las inmediaciones del río, recibiendo la influencia hidrológica de ambos al constituir un espacio compartido en el ciclo del agua, de los sedimentos y de los nutrientes (Bren, 1993; Hooper *et al.*, 1998; Lowrance *et al.*, 1985; Lowrance *et al.*, 1998; Welty *et al.*, 2002).

La ribera es uno de los sistemas ecológicos más complejos de la biosfera y es esencial para mantener la vida de los ecosistemas fluviales (Naiman *et al.*, 2000). Los ecosistemas riparios son la compleja combinación de los organismos y el ambiente cercano al flujo de agua en el que se desarrollan (Lowrance *et al.*, 1985), o simplemente aquellos ecosistemas adyacentes al río (Malanson, 1993). La definición funcional es la más utilizada por acercarse a los objetivos de los

planes de manejo de la ribera y hace referencia a los vínculos ecológicos producidos en la interfaz entre ecosistemas terrestres y acuáticos, pudiendo estudiarse dentro del contexto de los procesos geomorfológicos y dinámica fluvial que los crean (Gregory *et al.*, 1991; Lovett y Huggan, 1998). Estos ecosistemas riparios tienen dos características esenciales que no suelen presentarse en otros tipos de ecosistemas terrestres: están sometidos al flujo hídrico lateral, que asciende y desciende al menos una vez durante la estación de crecimiento, y son principalmente lineales, presentando una elevada proporción perímetro/área, por lo que mantienen una importante interacción con los ecosistemas adyacentes (Lowrance *et al.*, 1985). Otras características no menos importantes son la gran densidad y diversidad potencial de vida salvaje de estos ecosistemas (Bayley, 1995; FISRWG, 1998; Nuttle, 2003) y la abundante presencia de vegetación. Precisamente esta vegetación supone una importante capacidad del ecosistema para retener nutrientes transportados por las avenidas periódicas, almacenarlos durante largos periodos y aportar estos nutrientes al río cuando el aporte aluvial es escaso. Actúa también como regulador de la temperatura de las aguas por efecto del sombreado y dota a las márgenes del río de una mayor estabilidad. La regulación de las temperaturas es especialmente importante en los periodos estivales por permitir una mayor concentración de oxígeno disuelto en el agua y un descenso en la disponibilidad de nutrientes, necesario para un equilibrio adecuado del ecosistema fluvial (Lowrance *et al.*, 1985; Johnson, 2004; Rayne *et al.*, 2008).

La heterogeneidad espacial de la vegetación de ribera puede entenderse como resultado de la combinación entre fuerzas externas, como hidráulica del cauce, erosión, sedimentación, etc., y procesos internos, condiciones del suelo e hidrología (Pautou y Decamps, 1985). Los factores bióticos y abióticos pueden modificar considerablemente los bosques de ribera, pues mientras las fuerzas físicas del medio pueden controlar la estructura del ecosistema ribereño, dicha estructura modera las fuerzas físicas alterantes (Brinson y Verhoeven, 1999).

La vegetación de la zona de ribera es capaz de reducir el transporte de sedimentos en varios sentidos. Las raíces, especialmente aquellas pertenecientes a la vegetación leñosa, ayudan a dar estabilidad a las laderas sujetando el suelo,

incrementan la resistencia hidráulica al flujo y ralentizan las velocidades de flujo provocando la deposición de sedimentos. Esto supone que los suelos riparios tienen generalmente un alto contenido en arcillas, materia orgánica y una elevada capacidad de retención de agua y nutrientes. De hecho estos suelos tienen también la capacidad de ralentizar el transporte de nutrientes solubles por verse desplazada el agua subsuperficial almacenada previamente en la matriz del horizonte más superficial del suelo (Lowrance *et al.*, 1985). Así, los ecosistemas riparios pueden actuar también a modo de barrera frente a contaminantes producidos en los distintos usos del suelo, comportándose la ribera como una zona de amortiguamiento de los impactos humanos sobre el cauce fluvial (Lowrance *et al.*, 1998; Altier *et al.*, 2002).

A modo de revisión, se presentó en el año 1999 una bibliografía con índice y anotaciones de varios centenares de referencias de literatura mundiales con énfasis en las funciones de amortiguamiento de la zona de ribera (Correll, 1999). Dada su sensibilidad al régimen fluvial, y siendo la última expresión de las interacciones con el agua superficial y subterránea, los ecosistemas de ribera son representativos de los cambios de paisaje a gran escala (Malanson, 1993). Los cambios a largo plazo observados en su vegetación arbórea es quizás lo menos entendido de este ecosistema (Webb y Leake, 2006).

El estudio de las riberas se ha enfocado desde una visión que ha evolucionado a lo largo de los años. En un principio se enfatizó el papel de la ribera como recurso de materia y energía para los sistemas acuáticos. Posteriormente se abordó la capacidad de la ribera para amortiguar los aportes de sedimentos de la ladera hacia el río (Barton *et al.*, 1985; Lowrance *et al.*, 1985).

A finales del siglo XX y principios del siglo XXI, se enfatizó en el papel del cauce sobre la vegetación, respecto a los daños físicos que causan las perturbaciones hidrológicas a escala local y respecto al conocimiento de las crecidas y los flujos subsuperficiales necesarios para mantener la vegetación de ribera (Tabacchi *et al.*, 1998; Stromberg, 2001). Se destaca también el control ejercido por el clima regional sobre los principales factores de funcionamiento de los ecosistemas de ribera. Los rasgos del ecosistema de ribera, como por ejemplo la

evapotranspiración, afectan y están afectados por la composición y función de las especies vegetales dominantes (Chapin III *et al.*, 1997; Williams *et al.*, 1998). Se demuestra la capacidad de amortiguamiento de los impactos hacia el río por parte de la zona de ribera (Lowrance *et al.*, 1998; Altier *et al.*, 2002). También en este periodo se propone analizar las interacciones dentro de un marco común, en el que la zona de ribera y ecosistema fluvial son ecosistemas dinámicamente unidos longitudinal, lateral y verticalmente por procesos hidrológicos y geomorfológicos que se suceden dentro de una jerarquía temporal. Se señalan como factores geomorfológicos internos las características físico-químicas del suelo, la pendiente dentro de la zona riparia, y como externos el gradiente y área de la cuenca, el tipo y profundidad de la roca madre, el volumen y composición de las entradas de agua subterránea y la morfología del cauce (Tabacchi *et al.*, 1998).

En los primeros años del siglo XXI, se propone abordar la problemática de la ribera con una visión integradora de procesos internos y externos (Brookes *et al.*, 2000; Richards *et al.*, 2002; Hughes, 2003; Glenz *et al.*, 2003; Lite y Stromberg, 2005; Stromberg, 1993; Williams *et al.*, 1998), con énfasis en la resistencia al flujo, la absorción y transpiración de agua por la vegetación, y en la función de la ribera sobre la calidad del agua (Tabacchi *et al.*, 2000). Las investigaciones se centran en la respuesta de las características y desarrollo de la vegetación frente a determinadas condiciones del medio y múltiples procesos conectados, destacando los relacionados con la estabilidad del cauce (Brookes *et al.*, 2000; Winward, 2000; Glenz *et al.*, 2003; Lewis *et al.*, 2003). Glenz (2001) sugiere acoplar modelos hidráulicos y geomorfológicos (para simular inundación y sedimentación) con modelos de vegetación (para simular sucesión vegetal y procesos asociados). Otros estudios en países como Japón, Corea y China (Deng y Singh, 2002; Nakamura *et al.*, 2002; Suzuki *et al.*, 2002; Azami *et al.*, 2004; Shiau y Wu, 2004; Choi *et al.*, 2005) son una muestra del consenso existente respecto a que los principales factores que determinan la composición local de especies y la diversidad forestal en la ribera son las perturbaciones del medio, causadas por agentes externos, y las condiciones internas de sistema, como son la humedad, la textura y la profundidad del suelo.

Se ha prestado una especial atención a la necesidad de analizar los impactos antrópicos sobre la vegetación de ribera, considerando las modificaciones del régimen de caudales, consecuencia principalmente del establecimiento de presas en los cauces, y la erosión producida por la reducción en el aporte de sedimentos (Bunn y Arthington, 2002; Nilsson y Svedmark, 2002; Rood *et al.*, 2003; Kabat *et al.*, 2004; Naiman *et al.*, 2005; Braatne *et al.*, 2008; Rood *et al.*, 2010). Recientemente los estudios se han centrado en analizar la dinámica del ecosistema de ribera, las relaciones entre este y los procesos hidrológicos, geomorfológicos, etc., y su capacidad para adaptarse a nuevas condiciones, con la finalidad de establecer de forma más eficiente las estrategias de restauración y conservación a largo plazo (Corenblit *et al.*, 2007; Hupp y Rinaldi, 2007; Chen *et al.*, 2009; Corenblit *et al.*, 2009; Diggory *et al.*, 2009; Hayden *et al.*, 2009; Orr *et al.*, 2009; Perona *et al.*, 2009; Williams y Scott, 2009). También ha adquirido cierto protagonismo el estudio de la capacidad de la zona de ribera como amortiguadora de diferentes impactos potenciales sobre ecosistema fluvial, provocados por cambios en el uso del suelo, urbanización, desarrollo industrial, agricultura, etc. (Dhondt *et al.*, 2006; Baker *et al.*, 2007; Gaber *et al.*, 2008; Johnson y Buffler, 2008; Vidon *et al.*, 2008; Hoffmann *et al.*, 2009; Hubble *et al.*, 2009; Li *et al.*, 2009; Madden *et al.*, 2007; Shenfa *et al.*, 2009; Yuan *et al.*, 2009).

El estudio de procesos en la zona de ribera puede hacerse a distintas escalas (Baker, 1989; Bendix, 1994; Malanson, 1993). Baker (1989) demostró que la influencia relativa de la escala en la composición de la vegetación riparia varía espacialmente. Aunque el estudio se hizo desde una perspectiva estática, evidenciando únicamente las variaciones espaciales en un momento dado, las variaciones temporales eran esperables. Bendix (1994) distingue dos patrones potenciales de vegetación, resultantes de la dominancia de la escala longitudinal o la escala transversal para las variables ambientales (Figura 1.1). Si las variables de la escala transversal son las dominantes, el patrón de vegetación exhibirá una secuencia transversal que se repetirá a lo largo del tramo, con un patrón de franjas paralelas al río. Mientras que la escala o eje transversal de la ribera es más evidente a escalas grandes de mapas (típicamente en metros), la escala o eje longitudinal de la ribera lo es a escalas más pequeñas (típicamente en kilómetros). Ambas escalas o ejes influyen en el patrón resultante de vegetación,

por lo que la dominancia de una sobre la otra determinará si el patrón es longitudinal o transversal. Malanson (1993) habla también de estructura longitudinal y transversal, resaltando que la estructura interna del ambiente de ribera es fundamental a la hora de analizar las interacciones entre los patrones de la comunidad vegetal, el suelo y los procesos hidrológicos.

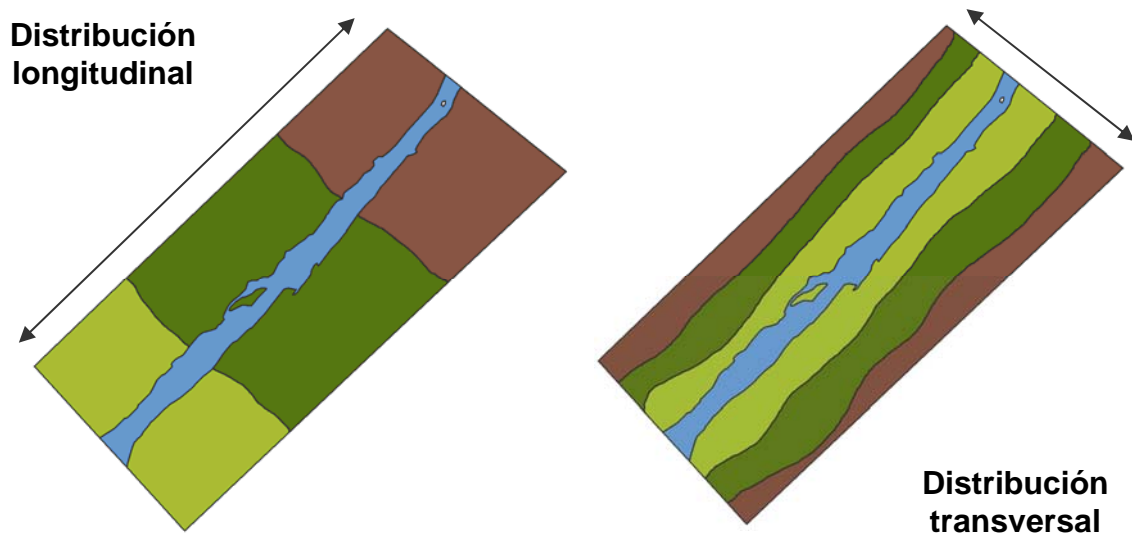


Figura 1.1. Distribución longitudinal y transversal de la vegetación de ribera

La distribución transversal de la vegetación riparia se ha ligado a los periodos hidrológicos, la topografía, los tipos de sedimentos y la competencia entre especies (Hupp y Osterkamp, 1985; Hupp y Osterkamp, 1996; Rot *et al.*, 2000; Naiman *et al.*, 2005). Mientras que varios estudios demuestran estas relaciones para diferentes ríos en el eje lateral, son más escasos los que describen la variación longitudinal del ecosistema de ribera (Cordes *et al.*, 1997; Naiman *et al.*, 2005)

La modelación de procesos a escala de ribera, puede partir tanto de una clasificación de su vegetación basada en la filogénesis (Karrenberg *et al.*, 2002; Capon, 2003; Corbacho *et al.*, 2003; ; Tabacchi y Planty-Tabacchi, 2003; Bernez *et al.*, 2004; Rodríguez-González *et al.*, 2004) como en otros sistemas no filogenéticos e incluso de descripción genérica basada en teledetección (Welsch, 1991; Tabacchi *et al.*, 1998; Winward, 2000; Congalton *et al.*, 2002; Suárez *et al.*,

2002; Lite y Stromberg, 2005; Baker *et al.*, 2006; Webb y Leake, 2006; Makkeasorn *et al.*, 2009).

Lamentablemente, es imposible en la práctica el desarrollar un modelo completo que exprese todas las variaciones de los factores físicos y biológicos en la zona de ribera y por tanto no es posible una verificación adecuada (Bren, 1993; Walters y Korman, 1999). Pese a que la modelación constituye una poderosa herramienta para evaluar distintas hipótesis de gestión y recuperación de la zona de ribera, no debe prescindirse totalmente de la experimentación (Walters, 1997; Walters y Korman, 1999). Los esfuerzos de modelación han encontrado muchas dificultades para representar los efectos de la escala transversal, desde los cambios hidrológicos rápidos hasta las respuestas ecológicas a largo plazo, hasta la falta de datos en procesos clave difíciles de estudiar y la confusión de los factores de efecto en datos de validación (Walters, 1997). Aunque la mayor parte de los ecosistemas de ribera presentan en su sección lateral tres componentes comunes: cauce, llanura de inundación y zona de transición con la ladera, tanto la discretización del espacio, como el detalle y el enfoque pueden ser distintos en función del objeto de estudio (FISRWG, 1998). Walters y Korman (1999) destacan las percepciones disciplinarias tan distintas (hidrólogos, químicos, geomorfólogos, ecólogos) respecto a cómo estudiar las dinámicas a múltiples escalas espacio-temporales.

Probablemente la mayoría de intentos de modelación de la zona de ribera trabaja con el estudio de los diversos compartimentos ecológicos en si mismos, en lugar de tomar en cuenta los efectos interactivos de las estructuras y procesos entre dichos compartimentos y en diferentes lugares dentro de la red de drenaje (Tabacchi *et al.*, 1998). Algunos modelos empíricos que se han desarrollado para usar datos hidrológicos y de vegetación, tienen usos potenciales para el manejo de ecosistemas amenazados como la ribera (Stromberg, 1993). El empleo de datos históricos para la evaluación ese tipo de modelos es fundamental y es recomendable reconocer patrones en el campo y desarrollar modelos simples que los describan (Walters, 1997). De acuerdo con Tabacchi *et al.* (2000), el ciclo del agua en las zonas de ribera depende de tres relaciones importantes: el consumo

y/o absorción de agua por las plantas, el almacenamiento y el retorno del agua a la atmósfera por evaporación.

En la mayor parte de los modelos de vegetación, la ecuación que determina su crecimiento real en función del crecimiento potencial, selecciona el máximo estrés entre los de humedad, nutrientes y temperatura, de tal forma que si uno domina, el resto no juega ningún papel (Altier *et al.*, 2002; Neitsch *et al.*, 2002). Es claro que la supervivencia de las plantas no se debe exclusivamente a la disponibilidad de agua, por intervenir también la presencia de nutrientes, sales minerales, dióxido de carbono, etc. (Terradas, 2001; Lambers *et al.*, 2008). Sin embargo, en climas áridos y semiáridos, estas últimas juegan un papel prácticamente secundario, siendo la frecuencia de ocurrencia del límite de la disponibilidad de agua en el suelo, la responsable de que la vegetación entre en estado de estrés hídrico (Stromberg *et al.*, 1996; Maddock III y Vionnet, 1998; Rodríguez-Iturbe y Porporato, 2004). En el caso de las riberas de los cauces, el contenido de humedad y la posición del nivel freático están marcados por el régimen hidrológico del río (Richards *et al.*, 1996; Hughes, 2003), que depende tanto de la hidrología de la cuenca vertiente como de las modificaciones introducidas por el hombre a través especialmente de la construcción de embalses. Además, es crucial en el desarrollo de la vegetación de ribera la frecuencia y magnitud de las inundaciones (Tabacchi *et al.*, 1998), ya que éstas generan rupturas bruscas en el crecimiento por arrastre de parte o toda la masa vegetal. Por todo lo anteriormente expuesto, el ciclo hidrológico a escala de ribera debe estimarse con la suficiente precisión como para ser útil en la evaluación de recursos hídricos y de frecuencia de las crecidas (Richards *et al.*, 1996; Snyder y Williams, 2000; Altier *et al.*, 2002; Capon, 2003).

En climas semiáridos es frecuente la aplicación de clasificación por grupos funcionales de vegetación (Stromberg *et al.*, 1996; Brookes *et al.*, 2000; Snyder y Williams, 2000; Horton *et al.*, 2001; Baird y Maddock, 2005; Gollan *et al.*, 2009; Merritt *et al.*, 2009) como marco propicio de análisis de la interacción de factores bióticos y abióticos.

A pesar de la naturaleza dinámica de los bosques de ribera, estos no son inmunes a las alteraciones por efecto de las actividades humanas. Alterar la zona de ribera y su vegetación es ir en contra de sus funciones y alterar, a su vez, los procesos naturales que le dan su importancia. Partiendo de esta base, se ha visto reflejado el interés por la conservación, manejo y recuperación de las zonas de ribera en múltiples estudios (Brinson y Verhoeven, 1999; Naiman *et al.*, 2000; Stromberg, 2001; Richards *et al.*, 2002; Hughes, 2003; entre otros).

Actualmente, las riberas en España se encuentran en una mala situación (Ibero, 1996). No son pocos los factores que han provocado esta situación (agricultura, transportes, urbanización, contaminación, canalizaciones...) dando lugar a que las riberas experimenten un deterioro en mayor o menor grado tanto de su estructura como de su funcionalidad. Las modificaciones antrópicas en los sistemas de recursos hídricos, así como la influencia de la acción humana en la variación del clima, tienen importantes consecuencias en los sistemas naturales y socioeconómicos. La limitación del caudal circulante así como la modificación de la frecuencia e intensidad de las avenidas se han constituido como algunos de los principales factores que impiden la regeneración natural de los bosques riparios (Alcázar y Ferrán, 1998; Rood *et al.*, 1999; Jansson *et al.*, 2000; Jansson *et al.*, 2000; Nilsson y Berggren, 2000; Magilligan *et al.*, 2003; Dynesius *et al.*, 2004; Holgado y Menárguez, 2004). Es por ello que los planes de restauración de riberas deben pasar necesariamente por dotar al río de libertad y de suministrarle los caudales adecuados para favorecer su correcto funcionamiento, la conexión con su llanura de inundación y la continuidad de los procesos ecológicos que en ella se desarrollan. Estas ideas ya se reflejaron en el Plan Hidrológico del Júcar (1999). Según el artículo 18 se considera como caudal ecológico o medioambiental la disponibilidad de caudales que permitan el mantenimiento y la recuperación de los ecosistemas propios de cada tramo de río. En el mismo artículo, apartados d y e, se considera prioritario el mantenimiento del caudal medioambiental en los siguientes casos: espacios naturales valiosos determinados por la Administración Medio Ambiental, con especial atención a casos singulares de bosque de ribera y afección a zonas húmedas ó a tramos fluviales de interés ambiental. Más recientemente, la Ley de Aguas, después de su modificación en 2005, establece que a efectos de la "la asignación y reserva de

recursos para usos y demandas actuales y futuros, así como para la conservación y recuperación del medio natural” [...] “se determinarán los caudales ecológicos, entendiendo como tales los que mantiene como mínimo la vida piscícola que, de manera natural, habitaría o pudiera habitar en el río, así como su vegetación de ribera.”

Es imprescindible para una correcta gestión de los Recursos Hídricos conocer y comprender las consecuencias asociadas a las diferentes actuaciones antrópicas, tanto directas, en este caso la modificación del régimen de caudales y los cambios en los usos del suelo, como indirectas, entre las que destacan cada vez con mayor relevancia los efectos del cambio climático. La perspectiva inquietante de una sociedad que tendrá que adaptarse a un futuro incierto y las posibles implicaciones ecológicas, sociales, económicas y políticas de tales cambios ambientales han suscitado no solamente el interés de la comunidad científica, sino también la preocupación de los representantes políticos, las administraciones y el ciudadano común (Comité científico de la Red Temática CLIVAR - España, 2006).

El diseño de las infraestructuras hidráulicas se ha realizado tradicionalmente de acuerdo a la información histórica existente de los caudales en los ríos y el tipo y frecuencia tanto de las avenidas esperadas, como de las sequías. La Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE) justifica que se considere oportuno evaluar el efecto de dichas infraestructuras sobre la vegetación riparia, por establecerse en ella que la Unión Europea debe organizar la gestión de todas las aguas, entre ellas las aguas superficiales, con diversos fines entre los que se encuentran mejorar la situación de los ecosistemas acuáticos y paliar los efectos de las inundaciones y de las sequías.

La operación en los embalses utiliza también el pasado hidrológico para establecer una guía en la toma de decisiones del embalse. Además, los requerimientos hídricos de la vegetación de ribera, así como de la fauna asociada a las masas de agua continentales, han sido evaluados con información histórica de temperatura, disponibilidad de agua, requerimientos de agua en el suelo, etc. En este contexto el Panel Intergubernamental de Expertos para el Cambio

Climático (IPCC) ha indicado recientemente, aunque las previsiones tienen todavía un alto grado de incertidumbre, que la zona mediterránea constituye una de las regiones más susceptibles a los posibles impactos del cambio climático (IPCC, 2007). Esto implica que, en relación con la gestión de los recursos hídricos, los registros obtenidos en el pasado de las condiciones hidrológicas no deberían ser una guía fiable para el futuro, y las condiciones de diseño y manejo de los sistemas hidráulicos deberían ser planificados en la actualidad para mitigar los posibles efectos del cambio climático (Hernández *et al.*, 2007; Baldasano-Recio, 2009; Barriendos, 2008; Palmer *et al.*, 2008; Vargas *et al.*, 2008; Estrela-Monreal, 2009; Garrote de Marcos, 2009). El IPCC (IPCC, 2001b) concluyó ya hace algunos años que los gestores del agua deberían empezar “una reexaminación sistemática de los criterios en el diseño, reglas reoperación, planes de contingencia, y políticas de reparto del agua”.

Teniendo en cuenta todo lo anterior, parece lógico considerar, no solo las afecciones provocadas en las riberas como consecuencia directa de las acciones antrópicas (regulación de caudales y los usos del suelo principalmente), sino también los posibles efectos del cambio climático sobre las riberas de los cauces (Naiman *et al.*, 2005).

1.2.- Motivación y objetivos

1.2.1.- Motivación

Los ecosistemas riparios son vulnerables ante la amenaza de degradación consecuencia de las actividades humanas. Es indiscutible la trascendencia que tienen estos ecosistemas, no sólo por el valor natural y paisajístico que poseen, sino además por la función protectora de los cauces que desempeñan. En este sentido la vegetación de ribera juega un papel fundamental en la estructura del ecosistema, la conservación del suelo, el aporte y la absorción de nutrientes, la retención de sedimentos, la velocidad del flujo hídrico, etc. Su estado de degradación en muchos casos es avanzado y, por este motivo, son actualmente

foco de atención por parte de la comunidad científica así como los agentes políticos y sociales. Esta reciente preocupación por la conservación y correcta gestión de las riberas ha promovido el desarrollo de modelos capaces de arrojar luz sobre la dinámica de las mismas. Sin embargo, es todavía largo el camino por recorrer hasta alcanzar el conocimiento necesario para una gestión adecuada de estos ecosistemas.

Este Trabajo Fin de Master responde a la decisión de dar continuidad a una línea de investigación dentro del Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA) en el Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente (DIHMA), de la Universidad Politécnica de Valencia (UPV), enfocada hacia la modelización de la vegetación de ribera. Si bien esta línea de investigación es reciente, ha demostrado tener un gran potencial a lo largo de los últimos años. Uno de los puntos clave ha sido el desarrollo del modelo RibAV en el marco del Proyecto RIBERA (Modelación matemática de ecosistemas de ribera para la determinación de regímenes ecológicos en el río; IIAMA-IGIC (UPV); financiado por el MMA) durante los años 2008 y 2009. Su desarrollo ha consistido en una primera fase de revisión del estado del arte y modelación matemática que ha dado como resultado una tesis doctoral de próxima defensa (Morales, 2010), así como un artículo publicado en una conferencia internacional en Chile (Morales y Francés, 2009). En esta fase se encuentra también la realización y defensa de un trabajo de investigación que dio como resultado la obtención del DEA dentro del programa de Doctorado en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente de UPV, por parte de una de los participantes en el proyecto adscrita al Instituto de Investigaciones para la Gestión Integrada de Zonas Costeras (IGIC) de la UPV (Garófano, 2009). Este trabajo se centró en el análisis de las interrelaciones vegetación-flujo en tramos regulados del río Mijares, orientado a los estudios del régimen ambiental de caudales, y se ha tomado en consideración en el análisis previo a la definición del presente trabajo. Una segunda fase tuvo como principal objetivo el desarrollo de un software de integración del modelo RibAV con el lenguaje de programación Visual Basic, que ha dado como resultado la defensa de un Trabajo Fin de Máster dentro del programa de Máster de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente de la UPV (Real, 2010). Este programa tiene un entorno gráfico accesible que facilita considerablemente al usuario final la tarea de simulación mediante el modelo

RibAV y ha hecho posible la publicación de una publicación en formato póster en el congreso internacional celebrado en Viena en 2010 por la European Geosciences Union (EGU 2010) tituladas “Mathematical modeling riparian vegetation zonation in semiarid conditions based on a transpiration index” (Real *et al.*, 2010)). La tercera fase ha consistido en la calibración y validación del modelo, así como en la aplicación práctica del software enfocada al análisis de escenarios de regulación y de cambio climático en distintos tramos de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Es en esta fase en la que se enmarca el presente Trabajo Fin de Máster de Tipo B, como respuesta a la necesidad de cerrar una etapa dentro de la línea de investigación antes de dar un paso adelante con el planteamiento de posibles mejoras del modelo. De este trabajo ha surgido otra publicación en formato póster en el congreso internacional EGU 2010, cuyo título es “Evaluation of direct anthropic effects over riparian vegetation zonation in several stretches of Mediterranean rivers in Spain” (García-Arias *et al.*, 2010).

La finalización de esta etapa ha favorecido la continuidad de la línea de investigación. Los esfuerzos actuales están enfocados hacia la obtención de una nueva herramienta más completa que, incluyendo el modelo RibAV, abarcará otros procesos que condicionan la evolución de la vegetación en las zonas de ribera. Así, a lo largo de los últimos meses los esfuerzos se han centrado en el marco del Proyecto RIPFLOW (“RIPFLOW: Riparian vegetation modeling for the assesment of environmental flow regimes and climate changes impacts within the WFD”, Ref. CGL2008-03076-E/BTE) financiado por Era-NET IWRM Funding Initiative y Acciones complementarias del MEC.

1.2.2.- Objetivos

Un primer objetivo de este trabajo ha consistido en la revisión de los antecedentes en la modelación de la vegetación de ribera. En esta revisión se ha pretendido comprobar que el modelo RibAV constituye actualmente la mejor alternativa para el estudio de la zonación de la vegetación de ribera.

El modelo RibAV es una potente herramienta que, en base a un índice de evapotranspiración, es capaz de simular los tipos funcionales de vegetación que van a verse favorecidos en diferentes puntos de la ribera bajo diferentes escenarios hidrológicos y climáticos. Aunque es cierto que la disponibilidad de agua no es el único factor condicionante del establecimiento de la vegetación riparia, pues intervienen la temperatura, la radiación solar incidente, las afecciones por tensiones tangenciales, o la disponibilidad de nutrientes, entre otras, en entornos semiáridos es el factor limitante.

Partiendo de esa base, los objetivos propuestos para este trabajo son:

- i. Gestionar y adecuar los datos hidrometeorológicos disponibles para obtener las series correspondientes a cada uno de los tramos.
- ii. Calibrar el modelo RibAV mediante el establecimiento de los valores más adecuados de los parámetros de vegetación de los diferentes tipos funcionales de vegetación y obtener así el modelo calibrado en un tramo perteneciente a un río localizado en a la Demarcación Hidrográfica del Júcar (CHJ).
- iii. A continuación, validar estos parámetros del modelo en otros tramos de diferentes ríos pertenecientes también a la CHJ, con el fin de poder afirmar que la calibración propuesta es aplicable a entornos mediterráneos con características similares a las de estas cuencas.
- iv. Tras calibrar y validar el modelo en los diferentes casos de estudio, plantear diferentes escenarios de regulación hidrológica en uno de los tramos no regulados. Estos escenarios se diferenciarán en base a diferentes volúmenes de embalse y estacionalidades de demanda, y en base a si la demanda es consuntiva como no consuntiva. Planteados los escenarios, analizar los efectos sobre la zonación de la vegetación de ribera.
- v. Una vez comprobadas las afecciones que pueden producirse como consecuencia de la regulación, analizar si es recomendable considerar la

vegetación riparia en el establecimiento de caudales mínimos medioambientales. Además, analizar las variaciones en la zonación de este tipo de vegetación con diferentes estacionalidades de caudal mínimo medioambiental.

- vi. Por último, analizar el efecto de diferentes escenarios de cambio climático sobre posible la evolución del bosque de ribera a lo largo del centenario.

En resumen, el objetivo fundamental de este trabajo es demostrar que el modelo RibAV es una herramienta de zonación de tipos funcionales de vegetación de ribera, a tener en cuenta en una correcta gestión hidrológica, la cual debe incluir objetivos medioambientales tales como la conservación de las riberas. Además, que permite prever las variaciones en la distribución de la vegetación de ribera en diferentes escenarios de regulación hidrológica, que tiene un gran potencial en el apoyo a la decisión de construcción de nuevas obras hidráulicas y gestión de las actualmente construidas, especialmente en el establecimiento de caudales mínimos medioambientales. Así mismo, que es una herramienta útil en la evaluación de los efectos de los diferentes escenarios de cambio climático, considerando las variaciones térmicas, de precipitación y de caudal que se estima que pueden producirse en cada uno de ellos.

1.2.3.- Información de partida

Afortunadamente, antes de comenzar del desarrollo de este trabajo de investigación, se disponía de documentación relativa a la distribución actual de la vegetación de ribera así como de los diferentes tipos de suelo en diferentes tramos de la CHJ. Esta información fue facilitada por Dr. Francisco Martínez Capel y Virginia Garófano Gómez del IGIC (UPV) en el marco del Proyecto Ribera.

Además se disponía también de las curvas de gasto resultantes de la modelación hidráulica en dichos tramos, facilitadas por Dr. Francisco Vallés Morán y Dr.

Ignacio Andrés Doménech del DIHMA (UPV). Por este motivo la selección de los tramos de estudio se ha realizado en base a la disponibilidad de dicha información.

Los datos meteorológicos iniciales de precipitación y temperatura de las diferentes estaciones fueron facilitados por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) y en ocasiones se tomaron como referencia datos facilitados por el Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA).

Los datos hidrológicos de partida se obtuvieron a partir del anuario de aforos del Centro de Estudios Hidrográficos (CEH) que forma parte del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). Algunas series hidrológicas fueron completadas con datos facilitados por D. Arturo Navarro Escriche, de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ).

1.3.- La vegetación de ribera

La vegetación de ribera o riparia es la que se desarrolla en las riberas, es decir, en el margen del cauce y los terrenos adyacentes. La diversidad de tipos de vegetación existente en las zonas de ribera es destacable, abarcando desde vegetación herbácea hasta árboles de gran porte. En latitudes mediterráneas, la vegetación riparia es una parte fundamental de uno de los ecosistemas más heterogéneos y complejos, pues combina los procesos de dinámica fluvial, las variaciones del régimen hidráulico, las condiciones climáticas regionales, la acción de la fauna y la acción del hombre. La vegetación en las riberas se presenta en forma de comunidades vegetales exuberantes en relación con su entorno, pues al desarrollarse en áreas colindantes a ríos, arroyos y canales se propician mayor altura, densidad y, en proporción, mayor cantidad de biomasa, mayor complejidad estructural y mayor número de especies siempre verdes (Treviño *et al.*, 2001). Esta vegetación desempeña una función hidrológica importante relacionada con la erosión, la estabilidad del canal y la calidad del agua de los ríos; pero además, las zonas de ribera representan valores estéticos, recreativos y son un recurso

natural altamente valorado por la sociedad (Malanson, 1993; Lovett y Huggan, 1998).

La vegetación de ribera no sólo es una importante fuente de nutrientes para las cuencas, sino que paralelamente amortigua el aporte de sólidos suspendidos y los nutrientes que contienen las aguas que entran a la zona lateralmente desde la ladera y longitudinalmente desde el canal, favoreciendo una mejor calidad del agua saliente. Debido a su propiedad de regulación de los contenidos de nutrientes, la zona ribereña suele denominarse como zona “buffer” o de amortiguamiento (Altier *et al.*, 2002), siendo la resistencia al flujo ofrecida por la vegetación y la capa de humus más superficial las mayores responsables de esta retención (Tabacchi *et al.*, 1998). Además, incrementa la estabilidad del margen y regula la temperatura del río por el efecto de la evapotranspiración y el sombreado (Lowrance *et al.*, 1985; Gregory *et al.*, 1991; Bren, 1993; Hooper *et al.*, 1998; Lowrance *et al.*, 1998; Tabacchi *et al.*, 1998; Naiman *et al.*, 2000; Deng y Singh, 2002; Welty *et al.*, 2002; Johnson, 2004; Rayne *et al.*, 2008). La vegetación riparia tiene a su vez un papel central en el mantenimiento de un conjunto de organismos terrestres, que abarca desde microorganismos hasta vertebrados (Brinson y Verhoeven, 1999) y los desechos producidos por ésta (hojas, ramas, etc.) aportan a los cauces de los ríos de hábitats para la biota acuática (Tabacchi *et al.*, 1998). Los beneficios derivados de estos restos vegetales no se limitan a proveer nutrientes. Entre otras funciones, cabe destacar las siguientes: estabilizan el cauce reduciendo la erosión provocada por la corriente; incrementan la diversidad y cantidad de hábitats para los organismos acuáticos, siendo especialmente valiosos como refugios para los peces; constituyen una fuente de nutrientes que se van descomponiendo lentamente; forman detenciones y acumulaciones de residuos, las cuales mejoran la disponibilidad de estos nutrientes para los organismos acuáticos; y proporcionan un valioso soporte físico para la instalación de microorganismos autótrofos y heterótrofos, cuya función es clave en la red trófica de los ecosistemas fluviales.

La clasificación de la vegetación de ribera es complicada pero necesaria para la extrapolación de los resultados de estudios funcionales (Lavorel *et al.*, 1997; Terradas, 2001). Existen clasificaciones de vegetación basadas en su estructura,

y otras más detalladas que parten de criterios como la composición de especies, o las aproximaciones estadísticas que permiten clasificar u ordenar en función de uno o más criterios. Se ha considerado más útil para el presente trabajo la clasificación por tipos funcionales de vegetación.

1.3.1.- Tipos funcionales de vegetación

Se habla de tipos o grupos funcionales de vegetación cuando se realiza una clasificación por grupos no filogenéticos de organismos que responden de forma similar a factores ambientales y tienen efectos similares en los procesos dominantes del ecosistema (Lavorel *et al.*, 1997; Smith *et al.*, 1997; Baird y Maddock, 2005). Este tipo de clasificación surgió en respuesta a la necesidad de encontrar similitudes de funcionamiento para agrupar a las especies y así simplificar los modelos de ecosistemas o formular modelos de funcionamiento de una especie que sean extensibles a todas las especies de un mismo grupo (Terradas, 2001). De este modo, se reduce la diversidad de especies a una diversidad de funciones y estructuras, partiendo de la idea de que las dinámicas esenciales de los ecosistemas pueden capturarse mediante la agrupación de especies en un número limitado de tipos funcionales, pudiendo ser las funciones los distintos tipos de procesos fotosintéticos, la capacidad de minimizar pérdidas de agua, etc. (Smith *et al.*, 1997).

Dado que los diversos estudios de clasificación en tipos funcionales que existen y las diversas concepciones del término no han seguido un planteamiento teórico claro, no hay una tipología que pueda aplicarse con carácter universal (Lavorel *et al.*, 1997; Smith *et al.*, 1997; Terradas, 2001). Sin embargo, el reconocimiento de grupos funcionales, cuando el investigador tiene unas bases teóricas y pragmáticas claras, es de una ayuda importante para el desarrollo de modelos innovadores y positivos, bien sean conceptuales o matemáticos (Terradas, 2001).

Para establecer una clasificación adecuada por tipos funcionales de vegetación típicamente se ha adoptado una de las tres siguientes estrategias o métodos:

subjetivo por observación; deductivo que parta de un modelo a priori de la importancia de procesos particulares en el funcionamiento del ecosistema; o basado en datos y en aplicación de técnicas multivariantes que lleven a una clasificación. Sin embargo, Terradas (2001) recomienda hacer una clasificación pragmática y relativamente sencilla, basada en alguno de los cuatro tipos básicos de clasificaciones funcionales: grupos emergentes, estrategias, tipos funcionales estrictos o grupos específicos de respuesta.

La clasificación por grupos emergentes parte de grupos de especies que reflejan correlaciones naturales de atributos biológicos (desde aspectos de su ciclo de vida hasta aspectos de regeneración), pero no están relacionados directamente con funciones ecosistémicas y sus mecanismos. Se parte de clasificaciones fisonómicas para encontrar correlaciones con rasgos funcionales, como tasa de crecimiento, tamaño de semilla y tamaño de la planta, etc.

El segundo tipo propone clasificar los tipos de vegetación en función de las diferentes estrategias compartidas por especies que tienen atributos similares y que se interpretan como adaptaciones a pautas particulares en el uso de recursos.

La clasificación por tipos funcionales estrictos, distingue grupos de especies sin parentesco filogenético que tienen un papel similar en los procesos ecosistémicos, respondiendo de forma parecida a múltiples factores ambientales. Es necesaria una preselección subjetiva de rasgos sobre la base de conocimientos del experto, seguida de un análisis de correlación con gradientes ambientales.

Por último, la clasificación por grupos específicos de respuesta, considera especies que responden de forma similar a factores ambientales específicos. Se trabaja con criterios regionales o de paisaje, donde los efectos de las perturbaciones son fundamentales, y se especifican tipologías en las que la respuesta a estas perturbaciones sea lo decisivo.

Para el caso de la ribera, existen ya varias propuestas de tipos funcionales de vegetación en función del hábito de crecimiento, la fase de desarrollo, la morfología y las tasas de transpiración (Williams *et al.*, 1998; Brookes *et al.*, 2000; Baird y Maddock, 2005).

De acuerdo con Webb y Leake (2006) hay dos tipos de vegetación en la zona de ribera: las riparias obligadas, que dependen de un abastecimiento de agua durante todo el año, y las facultativas que pueden vivir tanto en ambientes ribereños como en laderas más áridas. Ambos tipos de vegetación pueden ser freatofitas, por lo que la línea entre obligadas y facultativas puede no ser clara. De este modo es interesante separar aquellas especies que dependen en gran medida del agua de la zona saturada para su transpiración. Así se introducen dos tipos: las freatofitas obligadas y las freatofitas facultativas.

Las freatofitas obligadas dependen en gran medida del agua de la zona saturada para su transpiración. Son aquellas plantas que envían sus raíces hacia o debajo de la zona capilar para usar exclusivamente o mayoritariamente agua subterránea (Snyder y Williams, 2000; Horton *et al.*, 2001; Lite y Stromberg, 2005). Las freatofitas facultativas son plantas que pueden sobrevivir en ambientes de tierras altas donde el agua subterránea no está disponible; y usan el agua subterránea de forma oportunista (Snyder y Williams, 2000; Horton *et al.*, 2001).

En el estudio de Brookes *et al.* (2000) se modela el comportamiento de la vegetación ribereña a nivel de categoría o tipo de vegetación, parametrizando mediante datos de especies indicadoras. En este estudio se distinguen tres tipos básicos de vegetación: herbáceas, arbustivas y freatófilas, en función del crecimiento de las plantas, su profundidad radicular y su longevidad y su estacionalidad.

En otros estudios se establecen cuatro grupos funcionales de vegetación de ribera: obligadas de humedal, ribereñas de raíz poco profunda, ribereñas de raíz profunda, y ribereñas de transición o facultativas (Stromberg *et al.*, 1996; Baird y Maddock, 2005). Esta clasificación se basa en las tasas de transpiración, las profundidades radicales y los rangos de tolerancia frente a la escasez o exceso

de agua subterránea. Las plantas que entran en el tipo obligadas de humedal son aquellas que requieren condiciones de saturación de agua en el suelo permanente, siendo la mayoría de ellas especies herbáceas con raíces superficiales. Las ribereñas de raíz poco profunda, frecuentemente especies herbáceas, requieren niveles freáticos poco profundos por ser el agua subterránea la que más utilizan; en contraste no son capaces de soportar largos periodos de saturación del suelo. El tercer tipo funcional, las ribereñas de raíz profunda, engloba aquellas especies freatófilas intolerantes a la sequía, como chopos y sauces, que dependen de un nivel freático no excesivamente profundo para el establecimiento, crecimiento y transpiración. En general, las especies de este grupo tienen tolerancia estacional limitada para periodos extensos de saturación del suelo. Por último, las ribereñas de transición o facultativas son especies que si bien no dependen estrictamente de niveles freáticos someros, tienen requerimientos de agua que generalmente exceden a los de las especies de ladera colindantes. Estas ribereñas de transición se dan generalmente en los márgenes exteriores de los sistemas ribereños o sobre cauces efímeros. Stromberg *et al.* (1996) proveen un listado a detalle de posibles especies a incluir en estos cuatro grupos.

Son también frecuentes el uso del hábito de crecimiento de la vegetación (arbóreo, arbustivo o herbáceo), la profundidad radicular, la fuente de agua utilizada y la posición respecto al cauce, como criterios de clasificación (Welsch, 1991; Stromberg *et al.*, 1996; Brookes *et al.*, 2000; Lowrance *et al.*, 2000; Snyder y Williams, 2000; Horton *et al.*, 2001; Altier *et al.*, 2002; Maddock III y Baird; 2003; Baird y Maddock III, 2005; Webb y Leake, 2006).

1.3.1.1 Clasificación por tipos funcionales de vegetación riparia

Se ha observado que las propuestas anteriores muestran coincidencias importantes y considerándolas como marco contextual se propone la siguiente clasificación, teniendo en cuenta el hábito de crecimiento de las especies vegetales, la profundidad radicular, la demanda de agua y, de forma indirecta, la posición respecto del cauce.

- i. Herbáceas de ribera (**RH**). Este grupo incluye las plantas no leñosas que requieren suelos en condiciones de saturación permanente. Estas especies deben presentar un sistema radicular poco profundo, por lo que suelen localizarse en las zonas más cercanas a la lámina de agua del cauce, donde la elevación del terreno es escasa respecto al nivel freático. Se pueden incluir en este tipo funcional desde herbáceas de tamaño reducido, hasta cañas de hasta 5 metros de altura. La presencia de este tipo funcional en la ribera se considera el estado más regresivo después del suelo desnudo.
- ii. Juveniles de ribera, pequeños arbustos y enredaderas (**RJ**). En este tipo funcional se incluyen los individuos que, perteneciendo al grupo de especies leñosas (*Populus spp* y *Salix spp*), se encuentran en las primeras fases de su ciclo de vida y que durante las fases avanzadas de su desarrollo formarán parte de los estados más evolucionados del ecosistema fluvial. Aunque en esta fase presentan un porte aéreo reducido, la profundidad de sus raíces es proporcionalmente mucho más grande por dedicar gran parte del esfuerzo del desarrollo vegetal a la búsqueda del nivel freático. Se pueden incluir en este grupo los pequeños arbustos o matorrales y las plantas enredaderas o lianas, por ser estas plantas también leñosas y por presentar un desarrollo radicular más similar a las plantas juveniles que a las plantas arbóreas y arbustivas de gran tamaño.
- iii. Grandes arbustos y árboles adultos de ribera (**RA**). Aquí se incluyen las especies leñosas, tanto arbóreas como arbustivas, de gran tamaño y en estado maduro. Sus raíces son de gran longitud y tienen una elevada eficiencia en la extracción de agua de la zona saturada. Presentan una cierta tolerancia a la asfixia radicular, aunque menor que la de las herbáceas de ribera. Este tipo funcional representa el estado más evolucionado del ecosistema de ribera, lo que se conoce con el nombre de bosque de galería.
- iv. Vegetación terrestre (**TV**). Este tipo funcional de vegetación incluye las especies herbáceas, arbustivas y arbóreas que no forman parte del ecosistema ripario propiamente dicho. Serían las especies potenciales en la

zona si no existiese el flujo de agua y si, por tanto, el nivel freático se encontrase a mayor profundidad respecto a la superficie del suelo.

Establecer el límite entre la vegetación de ribera y la vegetación terrestre es fundamental para delimitar el contorno de la zona de estudio. Es frecuente que en algunas zonas existan áreas de transición donde se pueden encontrar tanto especies terrestres como riparias. No menos habitual es encontrar zonas con especies riparias que se deberían incluir en diferentes tipos funcionales, **RH**, **RJ** o **RA**. Por este motivo, se plantea la posibilidad de incluir varios tipos funcionales intermedios a tener en cuenta en la catalogación de la vegetación observada en las inmediaciones de un determinado cauce. Se han seleccionado para el presente trabajo los tipos funcionales intermedios: **RH-RJ**, **RH-RA**, **RJ-RA** y **RA-TV**, por ser los que reflejan las condiciones más frecuentemente observadas en zonas mediterráneas.

1.3.2.- La sucesión vegetal en las riberas

En ambientes con una dinámica de cambio pronunciada, como es el caso del ambiente de ribera, la vegetación altera tanto su composición en especies como la frecuencia de las especies componentes. Es por este motivo que se distinguen desde zonas claramente diferentes hasta patrones indistinguibles de vegetación en la estructura espacial de la comunidad vegetal. Al analizar los cambios en la vegetación de ribera, no es necesario únicamente identificar los patrones espaciales de la comunidad vegetal, sino que además es importante determinar en que medida éstos reflejan cambios en las condiciones abióticas (nutrientes, agua, etc.) o son resultado de las interacciones bióticas (competencia vegetal interespecífica, dispersión de semillas, etc.), así como la medida en que las condiciones abióticas alteran las interacciones bióticas (Crawley, 1997). Sin embargo, en entornos mediterráneos los cambios en las condiciones abióticas, más concretamente las relacionadas con las variaciones hidrológicas, suponen la mayor causa de estrés para la comunidad vegetal riparia. De acuerdo con la ley

del mínimo de Liebig, el comportamiento (supervivencia, crecimiento y reproducción) de un organismo será función del factor ambiental más limitante.

En la evaluación del comportamiento de la vegetación de ribera frente a diferentes perturbaciones de las condiciones ambientales, es necesario entender los mecanismos de sucesión vegetal. La sucesión vegetal es el cambio producido en el proceso de organización de las comunidades vegetales tanto en un medio no explotado previamente (sucesión primaria) como por el efecto de una perturbación que altera el sistema (sucesión secundaria). Durante ese cambio, cada estadio de la vegetación produce una alteración gradual e inevitable del ambiente, haciéndolo menos favorable para si mismo y mejor para los elementos de la fase o etapa siguiente. Este proceso continúa hasta alcanzar un estadio final llamado clímax o de equilibrio con el clima.

En general los primeros estadios de la sucesión vegetal se dan en especies que presentan una estrategia del tipo R (Dajoz y Morales, 2003), es decir, individuos de pequeño tamaño, vida corta, rápido crecimiento, alta tasa de natalidad y de mortalidad y con estrategias adaptativas al estrés. En el caso de la vegetación de ribera, las especies que conforman el tipo funcional de herbáceas de ribera (**RH**) serían las que potencialmente tendrían más posibilidades en los primeros estadios frente a un ascenso del nivel freático prolongado en el tiempo, provocado por ejemplo por el establecimiento de un embalse o dique, aguas arriba del mismo, o por un cambio brusco en el régimen de precipitaciones que traiga consigo avenidas frecuentes capaces de eliminar parte de la vegetación existente.

Los siguientes estadios corresponden a una estrategia tipo K (Dajoz y Morales, 2003) en general con especies de mayor tamaño, mayor control del espacio, que presentan estrategias de tolerancia al estrés y que tienen una vida larga, dejando pocos descendientes pero asegurando mejor su supervivencia. En la ribera estas se corresponderían con los tipos funcionales juveniles de ribera, pequeños arbustos y enredaderas (**RJ**) y grandes arbustos y árboles adultos de ribera (**RA**).

En los lugares que están sometidos a condiciones extremas o altamente variables, como pueden ser las zonas de ribera por estar junto a cursos de agua,

no tiende a darse la convergencia hacia el clímax. En estos casos, el estadio final suele ser el de comunidades permanentes, como es el caso de los bosques de ribera o bosques de galería, que no corresponden al clima general sino a dichas condiciones locales excepcionales (Terradas, 2001).

Diversos estudios han estudiado el papel de la sucesión vegetal en los procesos fluviales, llegando a la conclusión de que la frecuencia y duración de los eventos de alteración (inundaciones) determinan la probabilidad de remoción de la vegetación madura y el establecimiento de nuevas comunidades vegetales ribereñas. Cuantificar esas alteraciones es clave para entender el proceso de sucesión vegetal en el ecosistema. Para el caso de la vegetación de ribera, “el proceso de sucesión es esencialmente reiniciado por la alteración hidrológica, su intensidad y frecuencia varía tanto desde aguas arriba hacia aguas abajo, como desde el cauce hacia la llanura de inundación. Por esa razón, la estructura de la vegetación de ribera se ha utilizado como un indicador de los eventos hidrológicos y geomorfológicos” (Tabacchi *et al.*, 1998).

1.4.- Relación entre caudales y vegetación riparia

La comprensión adecuada de la hidrología de la zona de ribera es fundamental para comprender la dinámica de la vegetación riparia (Brinson, 1990) ya que la dinámica del cauce es fundamental en la instalación y desarrollo de esta vegetación (Tabacchi *et al.*, 1998).

Aunque la distribución, estructura y características de la misma se ven determinadas por las características de la geomorfología de la zona (tipo de suelo, profundidad del nivel freático, topografía, etc.), algunos componentes básicos del ciclo hidrológico, como son la precipitación, la escorrentía y la evapotranspiración, ejercen un control importante sobre la vegetación de ribera (Tabacchi *et al.*, 1998). En el caso de producirse precipitaciones en las zonas de ribera, éstas afectan directamente a la vegetación existente. Igualmente, una parte de la escorrentía producida aguas arriba puede alcanzar estas zonas y además el agua del cauce puede entrar en la zona riparia por flujo superficial o

subsuperficial, dependiendo de las características del sustrato y de las aportaciones del cauce. La evapotranspiración es también un factor fundamental en la distribución de la vegetación de ribera y está gobernada principalmente por factores como el tipo de vegetación, la temperatura y la cantidad de agua disponible.

En zonas semiáridas, la profundidad a la que se encuentra la capa freática durante el periodo vegetativo es el factor esencial del desarrollo de la vegetación de ribera, por competir las freatofitas por el aprovechamiento del agua subterránea (Ojeda, 1993).

Pero no solo la hidrología del cauce afecta a la vegetación de ribera, a su vez esta influye de forma directa en el agua del río y en el flujo subterráneo. Los cauces fluviales se benefician de la deposición de material leñoso, como ramas y otros fragmentos de las plantas riparias. Las represas naturales formadas por estos materiales otorgan a la morfología cauce una mayor complejidad, ralentizan la velocidad de flujo, aumentan la cota del nivel freático y dan lugar a una mayor diversidad de hábitats. Además, cuando los caudales son elevados, la vegetación de ribera tiene una particular influencia sobre el flujo por incrementar notablemente la rugosidad respecto al cauce desnudo.

El régimen hidrológico influye creando condiciones para la vida de ciertas plantas, principalmente mediante la variación temporal del calado, la velocidad, la erosión del lecho y los márgenes, la turbidez, etc. Aunque la competencia entre especies es la principal fuerza motora de la sucesión vegetal, la perturbación frecuentemente afecta a cualquier estadio de la sucesión en el corredor de ribera y el proceso sucesional de la vegetación de ribera se reinicia fundamentalmente a causa de las perturbaciones hidrológicas (Tabacchi *et al.*, 1998). La frecuencia y la duración de los eventos perturbadores determinan la probabilidad de retirada de la vegetación previa y el establecimiento de las nuevas comunidades vegetales.

La respuesta de la vegetación de ribera frente a la alteración hidrológica es muy diversa. Algunos autores hablan de la necesidad de conservar el patrón temporal

y espacial de flujo del río para mantener los ecosistemas de ribera nativos, pues estos se han adaptado a los regímenes hidrológicos regionales, incluyendo los patrones naturales de perturbación por inundaciones y dinámica fluvial, a lo largo del tiempo (Bren, 1993; Stromberg, 2001).

La estabilización de los caudales mediante la reducción de la magnitud y frecuencia de avenidas conlleva una disminución de superficies adecuadas para la regeneración vegetativa así como una reducción de la dispersión y establecimiento de semillas (Bendix y Hupp, 2000; Hughes, 2003). Esto puede provocar fragmentación y desconexión del bosque ripario además de la disminución en la cobertura vegetal de especies de ribera autóctonas (Rood *et al.*, 1999), y en ocasiones su sustitución por especies exóticas.

En definitiva, el desarrollo, la distribución o la diversidad de la vegetación de ribera en zonas semiáridas vienen determinados por el régimen hidrológico del cauce. Además, esta vegetación ejerce una cierta influencia sobre la hidrología del mismo.

MODELO RIBAV

2.- MODELO RIBAV

2.1.- Antecedentes en modelos de vegetación de ribera

La modelación de la vegetación de ribera surge ante la necesidad de disponer de una herramienta de soporte y ayuda a la decisión ante situaciones de cambio del régimen hidrológico (regulación de caudales mediante presas, gestión de la demanda de los diferentes usos del agua, escenarios de cambio climático, etc.), necesaria para una correcta gestión y conservación de los ecosistemas de ribera.

A principios del siglo XX se propusieron interesantes principios para la modelación de la ribera y empieza a discutirse la posibilidad de combinar modelos hidrológicos, geomorfológicos y ecológicos, con el fin de obtener modelos espacialmente distribuidos diseñados para tener en cuenta las interacciones entre estos compartimientos (Malanson, 1993).

Sin embargo, la mayor parte de los intentos de modelación de la zona de ribera se centraron en la modelación de los compartimientos ecológicos de forma aislada sin tener en cuenta los efectos resultantes de la interacción que pueden tener con otros, ni los procesos que puedan darse entre ellos (Tabacchi et al., 1998). Y es que, al finalizar el siglo XX, eran prácticamente inexistentes los modelos de cauce que incorporaban la interacción con la vegetación de ribera y los procesos hidrológicos e hidráulicos correspondientes (Brookes et al., 2000). Sin embargo, si se habían ampliado para entonces tanto el conocimiento como las expectativas y se había llegado a algunas conclusiones como que algunos modelos empíricos que se habían desarrollado para usar datos hidrológicos y de vegetación, tenían usos potenciales para el manejo de ecosistemas amenazados como la ribera (Stromberg et al, 1993), que el empleo de datos históricos para la evaluación ese tipo de modelos era fundamental (Walters, 1997), o que desde el punto de vista

de la Ecología Vegetal era recomendable reconocer patrones en el campo y desarrollar modelos simples que los describieran (Crawley, 1997).

Un ejemplo de los primeros intentos de modelación de diferentes grupos de vegetación potencial aplicable a la zona de ribera se realizó tomando como base el sistema de información geográfica IDRISI (Bogner *et al.*, 1996). En esta propuesta (Figura 2.1) se consideran la profundidad del nivel freático y la distancia al cauce para establecer la vegetación potencial y se modifica ésta en función del uso del suelo en cada celda para dar como resultado la vegetación simulada. Se modela distinguiendo entre 9 grupos de vegetación (pastos, cañas, arbustos, alisos, robles, etc.)

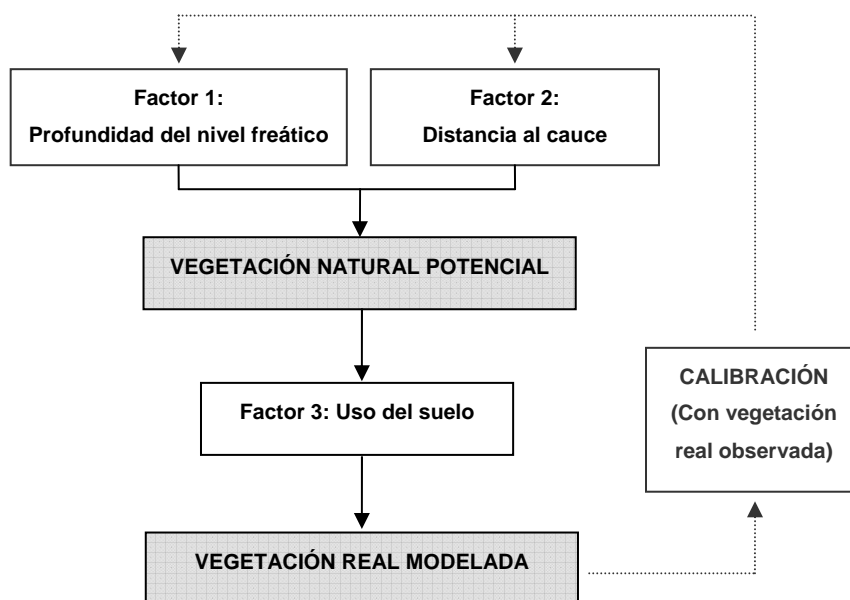


Figura 2.1. Esquema del Modelo-GIS-Vegetación potencial propuesto por Bogner, Egger y Thaler en 1996

Otro ejemplo es el modelo de evapotranspiración (ET), MODFLOW (Harbaugh y McDonald, 1996). El modelo MODFLOW se basa en curvas de evapotranspiración (Figura 2.2) asociadas a cada tipo funcional de vegetación. Asume una relación lineal entre la tasa de ET y el nivel de agua.

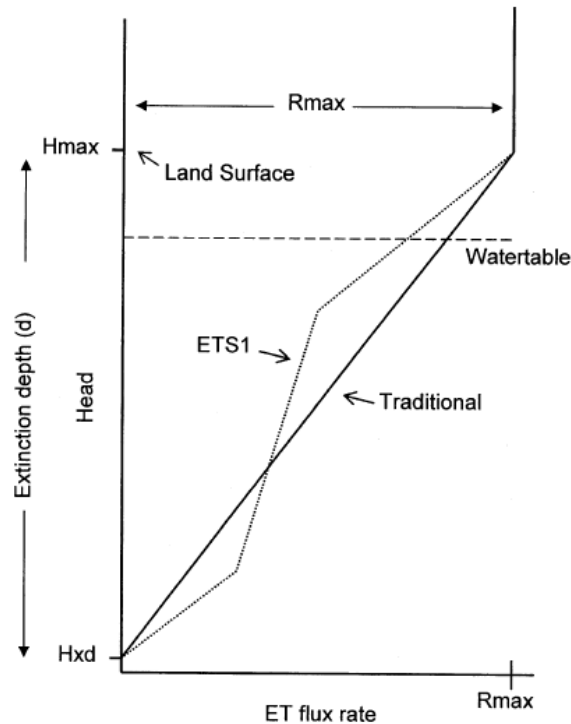
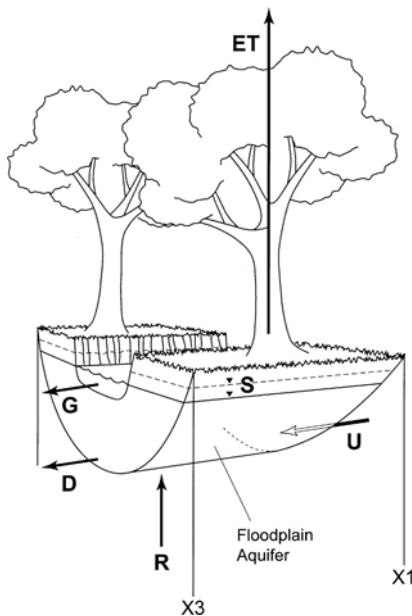


Figura 2.2. Curvas de ET empleadas en los modelos MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1996) y ETS1 (Banta, 2000),

Aquí, si el nivel freático se encuentra bajo la elevación de extinción (H_{dx}) la tasa de ET se anula. Por otra parte, si el nivel de agua iguala o supera la elevación máxima (H_{max}) se asume que la tasa de ET se mantiene constante en la máxima tasa (R_{max}). La distancia entre H_{dx} y H_{max} se llama aquí profundidad de extinción (d) a lo largo de la cual se asume que el flujo de ET varía linealmente con una pendiente igual a R_{max}/d . En ETS1 (Banta, 2000), una nueva versión del mismo modelo, se fragmenta la función lineal en diferentes segmentos con pendientes distintas. Esta función permite algo más de flexibilidad pero sigue considerando R_{max} constante por encima del punto de extinción por saturación, que es además considerado de un modo genérico como la superficie del suelo. Estas dos aproximaciones presentan como principales deficiencias que no permiten la reducción de la tasa de ET en función la tolerancia a la saturación de la vegetación y que consideran que la superficie está totalmente cubierta por vegetación no pudiendo incorporarse distintas fracciones de cobertura vegetal.

En el año 2000 se da un importante paso hacia una mejor comprensión de las interacciones cauce-acuífero-vegetación y empieza a observarse la importancia del papel de la evapotranspiración en la modelación de las riberas, mejorando la capacidad de simular estos sistemas así como la capacidad de escalar estas relaciones en el tiempo y el espacio (Mac Nish *et al.*, 2000). En este trabajo se hace una estimación de la evapotranspiración combinando el balance hídrico y la subida de escala de las medidas de flujo de savia en árboles individuales. A continuación se muestra el esquema simplificado que se empleó (Figura 2.3) donde **ET** es la evapotranspiración de chopos y sauces; **R** es la entrada desde el acuífero; **U** es el flujo longitudinal de aguas arriba a través de X1; **D** es el flujo longitudinal de aguas abajo a través de X3; **G** es el flujo por el cauce entre X1 y X3; y **S** es el agua liberada del almacén de las capas superficiales del suelo.



La ecuación del balance hídrico (1) considera todas estas entradas y salidas del sistema, donde ε_r es el error residual.

$$\varepsilon_r = U + R + S - D - G - ET \quad (1)$$

Una vez comprobado que el error no es significativo se puede realizar el cálculo de ET (2)

$$ET = U + R + S - D - G \quad (2)$$

Figura 2.3. Esquema simplificado de la ecuación de balance hídrico en las zonas riparias propuesta por Mac Nish *et al.* (2000). ET: evapotranspiración; R: flujo en el acuífero; U: flujo de entrada de aguas arriba al acuífero en X1; D: flujo de salida del acuífero en X3; G: flujo del río entre X1 y X3; S: agua perdida al acuífero por descenso del nivel freático.

Destaca sin embargo en este periodo el trabajo de simulación del modelo “Riparian ecosystem management model, REMM” (Lowrance *et al.*, 1998; Inamdar *et al.*, 1999; Lowrance *et al.*, 2000; Altier *et al.*, 2002), de procesos ecológicos de la zona de ribera entendida como un área “buffer” o de amortiguamiento. Este

modelo se desarrolló para predecir la influencia de los ecosistemas forestales de ribera sobre la calidad del agua de los ríos. Es un modelo muy complejo y completo, con base física y multitud de procesos simulados, que requiere una gran cantidad de información a pequeña escala. Considera cinco capas verticales: una de vegetación, una de restos vegetales y materia orgánica de la superficie del suelo y tres capas de suelo (superficial, de drenaje y profunda). Utiliza la escala diaria y simula tanto procesos físicos como biológicos entre los que se encuentran la hidrología superficial y subsuperficial, la dinámica de nutrientes y el crecimiento de la vegetación riparia. Se utiliza el balance hídrico par estudiar la hidrología en la ribera incluyendo tanto la intercepción y la evaporación por parte de la vegetación como el flujo superficial y subsuperficial en el suelo.

Aunque en la simulación de la ribera como zona de amortiguamiento es el modelo matemático más completo hasta el momento, no incluye ciertos movimientos de agua como el ascenso capilar, la redistribución hidráulica radicular o la interacción entre el nivel del río y el nivel freático en la ribera. Entre los output del modelo se encuentra la evapotranspiración diaria, así como la percolación profunda y las pérdidas superficiales y subsuperficiales que acaban en el río. En el modelo REMM los tipos de vegetación de ribera se clasifican en función de su posición en el dosel en relación con su altura y su ubicación respecto al cauce. Los tipos de vegetación incluyen: especies herbáceas de dosel bajo, que pueden ser anuales y perennes; especies arbóreas de hoja ancha, caducifolias en otoño o primavera, o con hojas marcescentes; y especies coníferas, con hojas de longevidad variable (corta, media o larga).

Poco después surge el modelo RIP-ET, para la estimación de la ET de grupos funcionales de vegetación de ribera (Maddock III y Baird, 2003; Baird *et al.*, 2005; Baird y Maddock III, 2005). El modelo se basa en el planteamiento de nuevas curvas de evapotranspiración (Figura 2.4) para los diferentes grupos funcionales en condiciones climáticas semiáridas medias, que ofrecen mejoras importantes respecto al enfoque tradicional descrito anteriormente en los modelos MODFLOW y ETS1. Este modelo permite considerar varias curvas de evapotranspiración que reflejan las condiciones climáticas medias de diferentes periodos de tiempo, anuales o estacionales. Para cada uno de los tipos funcionales de vegetación se

considera una curva diferente en la que existe una elevación de extinción (H_{xd}) bajo la cual las raíces no son capaces de extraer agua y por tanto el flujo de ET es nulo. A medida que el nivel freático asciende, el flujo de ET se incrementa hasta alcanzar un máximo medio diario (R_{max}) a partir del cual comienza a descender hasta la elevación de extinción por saturación (H_{sxd}), por encima de la cual se considera que las plantas mueren por anoxia. Aunque en el enfoque tradicional se consideraba que H_{sxd} se encontraba en la superficie del suelo, este modelo considera las diferentes tolerancias de los tipos funcionales de vegetación, pudiendo encontrarse esta elevación tanto bajo la superficie del suelo como por encima de ella en algunos grupos riparios adaptados. Incorpora por tanto dos profundidades: Ard , que corresponde a la profundidad de la zona activa de las raíces y Sxd , que es la distancia entre H_{sxd} y la superficie del suelo. Estas distancias son relativas a la superficie del suelo, por lo que Sxd puede ser negativa si H_{sxd} se encuentra sobre la superficie.

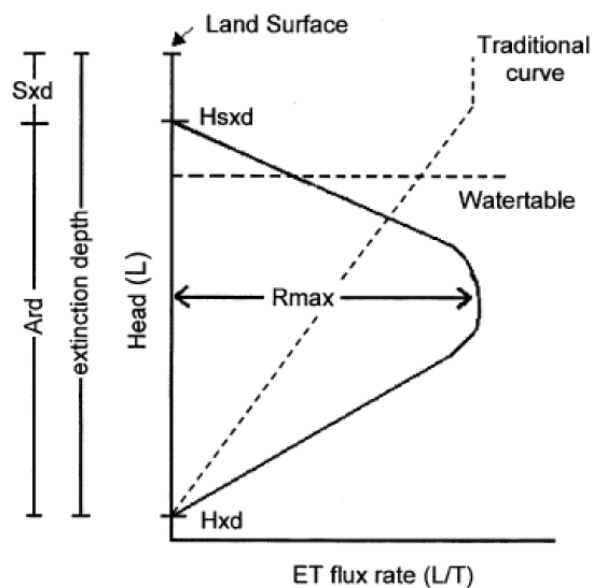


Figura 2.4. Curvas de ET genéricas para un tipo funcional de vegetación empleadas en el modelo RIP-ET (Baird y Maddock III, 2005). Sxd : profundidad de extinción por saturación; Ard : profundidad de la zona activa de raíces; H_{sxd} : elevación de extinción por saturación; H_{xd} , elevación de extinción; R_{max} : tasa máxima de ET.

Por definición las tasas del flujo de ET en *Hsxd* y en *Hxd* son cero. Las curvas en cada caso se realizan a partir de datos empíricos o de la bibliografía disponible, según recomiendan los autores. Este modelo permite considerar diferentes subgrupos en un mismo parche de vegetación con distintas coberturas o densidades de vegetación (escasa, media y abundante) así como con tamaños de planta variables para cada tipo funcional (pequeño, mediano y grande). Esto permite recoger la gran variabilidad característica de la superficie de muchos sistemas riparios. La problemática de esta metodología reside en la obtención de curvas de evapotranspiración fiables. No solo es escasa la bibliografía relacionada existente en entornos semiáridos sino que además el hecho de considerar condiciones climáticas medias para largos periodos de tiempo puede provocar que las curvas no sean suficientemente representativas si no se analiza la estacionalidad meteorológica correctamente.

En el año 2006 surge una nueva corriente de pensamiento basada en la modelación estocástica. Se propone un modelo estocástico de la dinámica del ecosistema vegetal de ribera (Camporeale y Ridolfi, 2006) derivado de las variaciones aleatorias de la descarga en el cauce o, lo que es lo mismo, influido por las variaciones estocásticas propias de la hidrología del río. En este estudio se publican las ecuaciones analíticas de la función de densidad de probabilidad (FDP) del total de biomasa de vegetación. En este modelo se asume como hipótesis que el total de biomasa en la ribera es freatofita, obviando las interacciones interespecíficas; además se considera estacionaria la morfología del cauce, sin considerar fenómenos de erosión o deposición de sedimentos: por último, no se considera el retardo de los movimientos verticales del nivel freático en la zona de ribera respecto a las variaciones de caudal, hipótesis que justifican por ser menor el tiempo de retardo que la escala típica de interacción entre la vegetación de ribera y el nivel freático.

En este modelo se considera que el ancho de la zona riparia corresponde a la media de la mitad del ancho del cauce en situación de caudal medio. Las escalas temporales consideradas varían desde la diaria, para considerar el efecto de las avenidas, hasta años para el crecimiento de la vegetación. Dado que se asumen algunas simplificaciones a pequeña escala temporal, los resultados del modelo

son interpretados en el largo plazo, mediante el análisis de las condiciones del estado estacionario. La no aleatoriedad de las variaciones de agua en el cauce se describe con la FDP y una función de autocorrelación del tiempo de propagación, que se interpreta como la “memoria” de descarga del río.

El modelo describe la dinámica de la vegetación de ribera mediante las siguientes ecuaciones.

$$\frac{dv}{dt^*} = -\alpha_1 v^n, \quad h \geq \eta \quad (3)$$

$$\frac{dv}{dt^*} = \alpha_2 v^m (V_c - v)^p, \quad h < \eta \quad (4)$$

Donde v es la biomasa vegetal adimensional ($v = 1$ en condiciones estacionarias óptimas), t^* es tiempo, $V_c = V_c(\delta)$ es la capacidad de carga adimensional, por ejemplo la máxima biomasa sustentable, que depende de la profundidad del nivel freático, δ , y α_1 que es un coeficiente que describe la magnitud del daño a la vegetación como consecuencia de una crecida. Finalmente, los exponentes (n , m , p) y la tasa de crecimiento intrínseca, α_2 , son constantes numéricas que dependen de las características de la vegetación.

Recientemente se ha desarrollado el modelo matemático RibAV (Morales y Francés, 2009), explicado en el siguiente apartado y empleado para el desarrollo de este trabajo. Este modelo permite la simulación de un índice de evapotranspiración a partir de datos hidrometeorológicos diarios a escala de tramo y datos topográficos y edafológicos de cada uno de los puntos que se desean analizar. Requiere la definición previa de un grupo de parámetros de vegetación característicos de cada uno de los tipos funcionales de vegetación seleccionados. Además, se ha desarrollado un software (Real, 2010) en lenguaje Visual Basic que facilita al usuario final la interacción con el modelo y permite optimizar los esfuerzos de simulación.

Actualmente se encuentra en desarrollo un nuevo modelo de distribución de la vegetación de ribera, el modelo RIPFLOW. Este modelo incorporará como

submodelo el modelo RibAV (Morales y Francés, 2009). El modelo RIPFLOW considerará diferentes fases de sucesión dentro de diferentes líneas sucesionales, será de escala temporal anual e incorporará además otros procesos condicionantes de la evolución de la vegetación de ribera, como son el esfuerzo cortante en avenida, el número de días de inundación a lo largo del año, las zonas donde el reclutamiento es posible o los cambios entre líneas de sucesión. Está prevista la publicación de este modelo para el año 2011.

2.2.- El Modelo RibAV

2.2.1.- Consideraciones previas

La interacción entre el río y la zona de ribera y la discretización y parametrización espacial de la zona de ribera consideradas en el modelo RibAV, proviene del análisis de propuestas utilizadas ampliamente para el estudio y modelación de procesos en la ribera (Altier *et al.*, 2002; Baird y Maddock III, 2005; Brinson y Verhoeven, 1999; Brookes *et al.*, 2000; FISRWG, 1998; Horton *et al.*, 2001; Lite y Stromberg, 2005; Maddock III y Baird, 2003; Snyder y Williams, 2000; Stromberg *et al.*, 1993, 1996; Webb y Leake, 2006; entre otros).

Como se ha comentado en apartados anteriores, las tres dimensiones espaciales de la zona de ribera son la longitudinal, la transversal y la vertical. El modelo RibAV es bidimensional, pues en cada sección transversal del río se hace énfasis en los procesos hidrológicos a escala vertical de la ribera.

Para la simulación es necesario aportar al modelo las siguientes series hidrometeorológicas:

- Precipitación diaria ($P_{(t)}$) en mm
- Evapotranspiración potencial diaria ($ET_{0(t)}$) en mm
- Caudal diario observado en el río ($Q_{(t)}$)

2.2.2.- Elevación del nivel freático

El nivel freático de la ribera es la variable de entrada principal del modelo RibAV y la que controla los procesos hidrológicos de la ribera y su vegetación. En el modelo la interacción subterránea del río con la ribera se plantea mediante un nivel freático horizontal controlado principalmente por el nivel del río. Esto se justifica por el hecho de que en presencia de arenas o gravas es posible un ajuste rápido (de minutos a horas) entre el nivel del río y el de la zona saturada de la ribera (Hughes, 2003) y que la escala temporal del modelo es diaria. Además, se ha establecido que en una sección transversal el nivel freático de la ribera puede corresponder al del nivel del río hasta el punto de diferenciación entre ribera y ladera (Doble *et al.*, 2004), por lo que puede considerarse acertada en la zona de ribera la hipótesis del nivel freático controlado principalmente por el nivel del río. Considerando el nivel freático lineal podemos obtener la aproximación razonable de la profundidad del agua subterránea en la ribera calculada mediante la diferencia entre la superficie del suelo y la elevación del nivel freático en los puntos de simulación (Lite y Stromberg, 2005).

En RibAV es necesario parametrizar verticalmente la ribera con la altitud sobre el nivel del mar y plantear los procesos hidrológicos en función de la profundidad de la zona saturada. Por este motivo es necesario calcular la cota absoluta del nivel freático (WTE_i) en cada uno de los puntos de simulación para cada uno de los días de la serie.

- **WTE**: Cota del Nivel Freático (m). Equivale al limite entre las zonas saturada y no saturada del suelo, es decir, al nivel del río por considerarse el nivel freático horizontal en las zonas de ribera o próximas a ella. WTE se calcula por la interpolación lineal entre la serie diaria de caudales y la curva de aforo de cada sección transversal del tramo del río.

$$WTE_{(t)} = H_{curve_{(j-1)}} + \left(\frac{Q_{(t)} - Q_{curve_{(j-1)}}}{Q_{curve_{(j)}} - Q_{curve_{(j-1)}}} \right) \cdot (H_{curve_{(j)}} - H_{curve_{(j-1)}}) \quad (5)$$

Donde:

- **$H_{curve(t)}$** : Valor de nivel de río de la curva de aforo en m
- **$Q_{curve(t)}$** : valor de caudal de río de la curva de aforo en m³/s
- **$Q_{(t)}$** : Caudal diario observado en el río en m³/s

Es necesario por tanto introducir una curva de aforo para cada uno de los transectos de estudio.

2.2.3.- Parámetros de vegetación

El modelo RibAV trabaja con tipos funcionales de vegetación (TFV), los cuales quedan caracterizados mediante un grupo de parámetros relacionados con la profundidad de las raíces, la eficiencia en la transpiración, la cobertura, las presiones críticas y la conductividad agua-raíz-suelo. Así, los parámetros de vegetación del modelo son:

- **Z_e** : profundidad efectiva de raíces en m. El modelo toma este valor para calcular la cota de la profundidad efectiva de raíces (**CZ_e**) en metros, tomando como referencia la cota de la superficie del suelo. Representa la cota máxima a la que se encuentran las raíces que son capaces de captar agua y evapotranspirar de la zona no saturada de suelo.
- **Z_r** : profundidad máxima de raíces en m. El modelo calcula la cota de la profundidad máxima de raíces (**CZ_r**) en metros, que indica la cota máxima a la que las raíces pueden acceder al agua del nivel freático.
- **Z_{sat}** : profundidad de saturación en m, que puede ser negativa si el tipo de vegetación soporta una cierta altura de agua por encima de la superficie del suelo. Se calcula con ésta la cota para la extinción por saturación (**CP_{sat}**) en metros. Equivale a la cota máxima a la cual las plantas pueden tolerar tener el suelo saturado de agua sin ser perjudicadas debido a la asfixia radicular. En algunos casos esta cota puede ser superior a la cota de la superficie del suelo.

- **R_i** : Factor de transpiración de la zona no saturada. Es un factor multiplicador que influye sobre los procesos de evapotranspiración que tienen lugar en la zona no saturada del suelo.
- **R_j** : Factor de transpiración de la zona saturada. Es otro factor multiplicador que influye sobre los procesos de evapotranspiración que tienen lugar en la zona saturada del suelo.
- **P_{crit}** : Presión para el punto de humedad crítica en kPa. Indica la presión a partir de la cual la planta deja de evapotranspirar aunque reciba más humedad. El valor típico es de 95Kpa.
- **P_{wp}** : Presión para el punto de marchitez permanente en kPa. Es la presión a la cual las plantas no pueden extraer más agua del suelo y pierden su turgencia. El valor típico es de 1500 Kpa.
- **Cov** : Fracción de cobertura de las plantas. Es un parámetro de vegetación que actúa como factor reductor de la Evapotranspiración Real de una forma similar al Coeficiente de Cultivo de las plantas agrícolas.
- **CRT** : Conductividad máxima de agua-raíz-suelo en $mm.Mpa^{-1}.h^{-1}$. Es un factor multiplicador que mide la eficiencia en el flujo de agua desde el suelo a las raíces para unas determinadas condiciones de presión.

2.2.4.- Parámetros de suelo

Además es necesario considerar la elevación de la superficie del suelo (**E_s**) en cada uno de los puntos de simulación así como una serie de parámetros para cada uno de los suelos presentes en la ribera. Estos parámetros se describen a continuación.

- **M_{fc}** : Humedad a capacidad de campo en kPa. Es la cantidad máxima que puede retener un suelo sin dañar a las plantas por anaerobiosis. Indica la capacidad máxima del tanque del modelo y tiene un valor típico de 33 kPa.
- **P_{st}** : Porosidad. Es la proporción del volumen de suelo ocupado por poros (huecos) en comparación con la fracción sólida. Los poros podrán ser

ocupados tanto por aire como por agua dependiendo del grado de humedad.

- **K_s** : Conductividad hidráulica saturada del suelo en $\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$. En suelos no saturados, la Conductividad Hidráulica es variable y dependiente del grado de humedad. Por el contrario, en condiciones de saturación la conductividad es constante para cada tipo de suelo. En términos generales se puede definir a la conductividad hidráulica como la distancia recorrida por el flujo de agua por unidad de tiempo.
- **P_b** : Presión de burbujeo en kPa. Es la presión ejercida por las burbujas de aire en zonas donde el suelo está en condiciones de saturación. Aunque el suelo este saturado, siempre quedan burbujas de aire atrapadas que ejercen una presión matricial residual.
- **I_p** : Índice de porosidad. Indica el tamaño de los poros y la conectividad entre los mismos. A consecuencia de las tensiones capilares, este parámetro resulta fundamental para determinar tanto la presión matricial como la conductividad hidráulica para suelo no saturado.

Definidos estos parámetros y establecido el nivel freático diario de la ribera ($WTE(t)$), es posible mediante **CZe** y **CZr** establecer la conectividad del sistema radicular de la vegetación riparia con la zona saturada y la inundabilidad de una determinada zona mediante **Es** y **$CPsat$** .

2.2.5.- Redistribución hidráulica

En la disponibilidad de agua para la vegetación, tiene gran relevancia la redistribución hidráulica de agua en el suelo. Durante los períodos secos del año, que son especialmente importante en climas semiáridos, la parte del fenómeno de redistribución hidráulica que tiene mayor relevancia es el ascenso hidráulico radicular. Por ello, en el modelo RibAV se propone la modelación mediante una aproximación simple que enfatiza el flujo ascendente de agua en la raíz, tomando como referencia el trabajo de Ryel *et al.* (2002). En el modelo RibAV el flujo de agua por Ascenso hidráulico radicular (**Rwu**) se define mediante la expresión

$$Rwu = MAX \left(\begin{array}{c} 0 \\ -\frac{CRT \cdot 10}{1000} \cdot (P_{fc} - P_{mat}) \cdot \frac{1}{1 + \left(\frac{P_{mat}}{P_{m50}} \right)^{3.32}} \cdot R_j \end{array} \right) \quad (6)$$

siempre que $WTE_{(t-1)} < CZe$ y $WTE_{(t)} > CZr$. En caso contrario el ascenso hidráulico radicular se anula.

De este modo, **Rwu** depende de:

- **CRT**: máxima conductividad radial raíz-suelo del sistema radicular activo tendiendo las siguientes unidades [cm MPa-1 h-1]
- **P_{fc}**: presión para el punto de capacidad de campo en kPa

$$P_{fc} = \frac{P_b}{\left(\frac{Mfc}{P_{st}} \right)^{1/p}} \quad (7)$$

- **P_{mat}**: potencial matricial de cada capa de suelo. En el caso de ser $WTE_{(t)} \geq Es$, el potencial matricial equivale a la presión de burbujeo (**P_b**). En caso contrario **P_{mat}** se calcula mediante:

$$P_{mat} = \frac{P_b}{\left(\frac{H_{fin(t-1)}}{Z_e \cdot 1000 \cdot P_{st}} \right)^{1/p}} \quad (8)$$

- **P_{m50}**: presión para el punto medio de saturación en kPa

$$P_{m50} = \frac{P_b}{(0.5 \cdot P_{st})^{1/p}} \quad (9)$$

- **R_j**: factor de transpiración de la zona saturada

Para el cálculo del Ascenso Capilar desde la zona saturada, $Cwu_{(t)}$, el modelo RibAV plantea una adaptación de la propuesta de Altier *et al* (2002) utilizada para riberas de ríos en el modelo REMM. El $Cwu_{(t)}$ entre dos puntos del suelo se describe utilizando la ecuación de Richards (1931), en la que la tasa del movimiento de agua es función de la conductividad hidráulica no saturada (K_h), la diferencia de cota entre dos puntos de suelo (dz) y la diferencia de potencial mátrico (dP_{mat}) entre dichos puntos.

$$Cwu = -K_h \cdot \left(\frac{\partial P_{mat}}{\partial z} - 1 \right) \quad (10)$$

K_h y P_{mat} se obtienen a partir de la curva característica de Campbell (1974).

$$\frac{H}{P_{st}} = \left(\frac{P_b}{P_{mat}} \right)^{I_p} \quad (11)$$

Por tanto, P_{mat} depende de:

- H : humedad de suelo
- P_{st} : porosidad
- P_b : presión de burbujeo
- I_p : índice de poros del suelo

Por otro lado la conductividad hidráulica no saturada (K_h) se calcula mediante

$$\frac{K_h}{K_s} = \left(\frac{H}{P_{st}} \right)^{3+2/\lambda} \quad (12)$$

donde K_s es la conductividad hidráulica en suelo saturado y λ es un índice adimensional de distribución del tamaño de poros.

Finalmente el cálculo de Cwu se computa considerando tres casos posibles:

- Caso I: Cuando $WTE \leq CZc_{min}$. En este caso, $Cwu = 0$

- Caso II: Cuando $WTE > CZc_{min}$ y $WTE \geq CZ_e$

$$C_{wu} = H_{fc} - H_{fin_{(t-1)}} - R_{wu} \quad (13)$$

- Caso III: Cuando $WTE > Zc_{min}$ y $WTE < CZ_e$

$$C_{wu} = MAX \left(MIN \left(\begin{array}{c} 0 \\ H_{fc} - H_{fin_{(t-1)}} - R_{wu} \\ \left(\frac{-0.102 \cdot P_{mat}}{WTE_{(t)} - CZ_e} - 1 \right) \cdot Kh_{(t)} \cdot 24 \end{array} \right) \right) \quad (14)$$

2.2.6.- Relación entre humedad del suelo y profundidad efectiva de raíces

En el modelo RibAV la porción de suelo estudiada se representa como un tanque relleno de un material poroso. Dicho tanque contiene una determinada cantidad de agua (H) medida mediante su cota en milímetros, con variación temporal diaria.

Los límites de contenido hídrico de este tanque conceptual están definidos por:

- H_{fc} : Agua equivalente a la humedad del suelo en capacidad de campo (mm)

$$H_{fc} = M_{fc} \cdot C_{ze} \cdot 10^3 \quad (15)$$

donde:

- M_{fc} : Humedad en el punto de capacidad de campo en kPa

- H_{wp} : Agua equivalente a la humedad del suelo en el punto de marchitez permanente (mm)

$$H_{wp} = M_{wp} \cdot C_{ze} \cdot 10^3 \quad (16)$$

donde:

- M_{wp} : Humedad en el punto de marchitez permanente en kPa

Además, como variable interna del modelo, hay que definir el agua equivalente a humedad crítica (H_{crit}), calculada a partir de la humedad en el punto crítico (M_{crit}).

2.2.7.- Flujos de agua en el tanque

Los flujos de entrada y salida en el tanque son los siguientes (mm/día):

- **PP**: Precipitación Diaria
- **Rwu**: Ascenso Hidráulico Radicular
- **Cwu**: Ascenso Hidráulico Capilar
- **Exc**: Excedente hídrico del suelo. Es el principal flujo de salida de agua del tanque y representa el agua que se pierde por escorrentía o por percolación. Se calcula mediante:

$$Exc = MAX \left(\begin{array}{c} 0 \\ PP + Cwu + Rwu - Hfc + Hfin_{(t-1)} \end{array} \right) \quad (17)$$

- **ETR_{tot}**: Evapotranspiración Real Total

A continuación (Figura 2.5) se muestran los flujos y procesos que son simulados por el modelo:

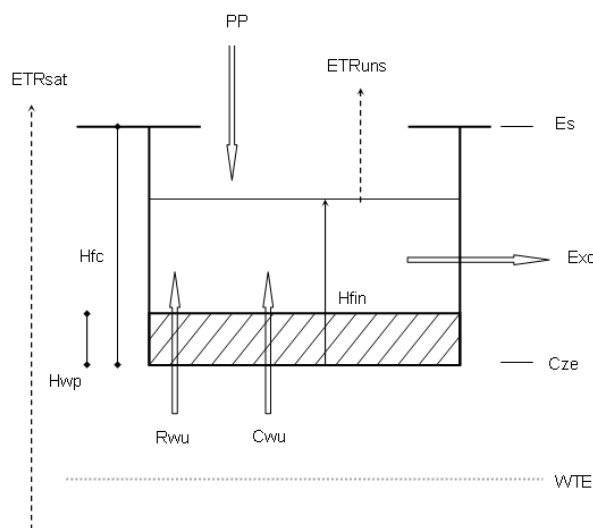


Figura 2.5. Esquema conceptual del modelo RibAV

A efectos de comprobación, el modelo incluye un cálculo del error en el balance hídrico diario (**Bal**) medido en mm. Este error se computa como

$$Bal = Hfin_{(t)} - (Hfin_{(t-1)} + Win - ETR_{uns}) \quad (18)$$

donde:

- **Win**: Entrada de agua en el suelo, en mm

$$Win = PP + Cwu + Rwu - Exc \quad (19)$$

- **Hfin_(t)**: Humedad al final del día t, en mm

$$Hfin_{(t)} = H_{ini} - ETR_{uns} \quad (20)$$

Por último, el modelo también calcula:

- **Hini**: Humedad antes de la ETR

$$Hini = Win + Hfin_{(t-1)} \quad (21)$$

- **Hrel**: Humedad Relativa

$$Hrel = MIN \left(\frac{1}{\frac{H_{ini} - Hwp}{H_{crit} - Hwp}} \right) \quad (22)$$

2.2.8.- Evapotranspiración real

La evapotranspiración real total equivale a la suma de $ETR_{uns} + ETR_{sat}$, donde:

- **ETR_{uns}** : Evapotranspiración real de la zona no saturada. Calculada de diferente manera según el caso en el que nos encontremos:
 - Caso I: Si $WTE_{(t)} \geq Cpsat$. Entonces, $ETR_{uns} = 0$
 - Caso II: Si $WTE_{(t)} < Cpsat$. Hay dos posibilidades o subcasos:
 - Subcaso II.a: Si $WTE_{(t)} \geq CZe$. El ETR_{uns} se calcula de la siguiente manera:

$$ETRuns = Cov \cdot ETP \cdot Ri \cdot \left(1 - \left(\frac{WTE - Cze}{CPsat - CZe} \right) \right) \quad (23)$$

- Subcaso II.b: Si $WTE_{(t)} < CZe$. Entonces:

$$ETRuns = MIN \left(\begin{array}{c} Hini - Hwp \\ Ri \cdot \frac{H_{ini} - H_{wp}}{H_{crit} - H_{wp}} \cdot Cov \cdot ETP \end{array} \right) \quad (24)$$

- ETR_{sat} : Evapotranspiración real de la zona saturada. Existen tres casos:

- Caso I: Si $WTE_{(t)} \geq CPsat$ o $WTE_{(t)} < CZr$. Entonces $ETR_{sat} = 0$
- Caso II: Si $WTE_{(t)} < CPsat$ y $WTE_{(t)} \geq CZe$. En este caso se calcula como:

$$ETR_{sat} = MIN \left(\begin{array}{c} Cov \cdot ETP - ETRuns \\ Cov \cdot ETP \cdot Rj \cdot \left(1 - \frac{Wte - CZe}{CPsat - Cze} \right) \end{array} \right) \quad (25)$$

- Caso III: Si $WTE_{(t)} < Cze$ y $WTE_{(t)} \geq CZr$. Se calcula de la siguiente manera:

$$ETR_{sat} = MIN \left(\begin{array}{c} Cov \cdot ETP - ETRuns \\ Cov \cdot ETP \cdot Rj \cdot \frac{Wte - CZr}{Cze - CZr} \end{array} \right) \quad (26)$$

En la siguiente figura se relaciona la Evapotranspiración Real (ETR) con la humedad de suelo (Figura 2.6). Se observa la evolución de la evapotranspiración para distintas cantidades de humedad determinadas por el parámetro de suelo de Capacidad de Campo (P_{fc}) y por los parámetros de vegetación, Punto Crítico (P_{crit}) y Punto de Marchitez Permanente (P_{wp}). La ETR es mínima hasta que se llega al P_{wp} , punto a partir del cual la evapotranspiración empieza a aumentar. Este incremento continúa hasta alcanzar el P_{crit} donde la ETR se estabiliza. La Evapotranspiración Potencial (ETP) es la evapotranspiración máxima que permiten las circunstancias climáticas de ese momento. La ETR se mantiene en

su valor máximo potencial hasta que se sobrepasa a la Capacidad de Campo del suelo. A partir de ese punto, un incremento en la humedad del suelo provoca un descenso de la **ETR** hasta que la humedad del suelo llega a ser equivalente a la porosidad. Este descenso en la **ETR** se produce como consecuencia de la asfixia radicular de la planta.

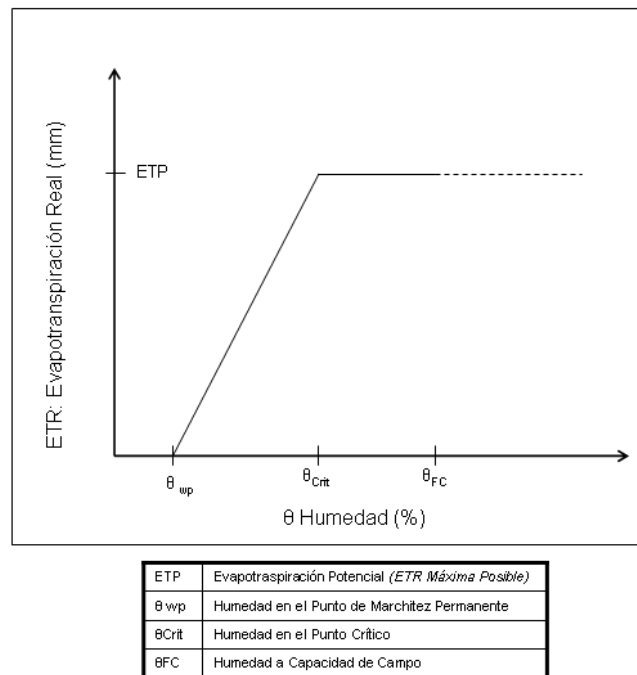


Figura 2.6. Relación entre ET_{real} (mm) y Humedad del Suelo (%)

La relación entre ETR/ETP es un indicador muy importante porque muestra el estado fisiológico de la planta en ese momento. Este es óptimo cuando $ETR=ETP$ ó lo que es lo mismo: $ETR/ETP=1$

2.2.9.- Índice de evapotranspiración (ETindex)

La variable general de salida del modelo es un índice de evapotranspiración que relaciona la evapotranspiración real con la potencial para una cobertura determinada de un tipo funcional de vegetación concreto.

- **ETindex**: Índice de evapotranspiración

$$ET_{index} = \sum \frac{ETR_{tot(t)}}{ETP_{(t)} \cdot Cov} \quad (27)$$

Es mediante este índice, como se ha seleccionado, en cada uno de los puntos de simulación, cual de los tipos funcionales de vegetación simulados es el que se ve más favorecido bajo las condiciones meteorológicas, hidrológicas y edáficas simuladas. Así, el TFV con el valor del índice más elevado es considerado el TFV simulado.

CASOS DE ESTUDIO

3.- CASOS DE ESTUDIO

3.1.- Descripción de los tramos de estudio

La localización de los tramos estudiados en el presente trabajo se muestran a continuación (Figura 3.1) y la información básica de los mismos se encuentra de forma resumida en la tabla que se encuentra en la página siguiente (Tabla 3.1).

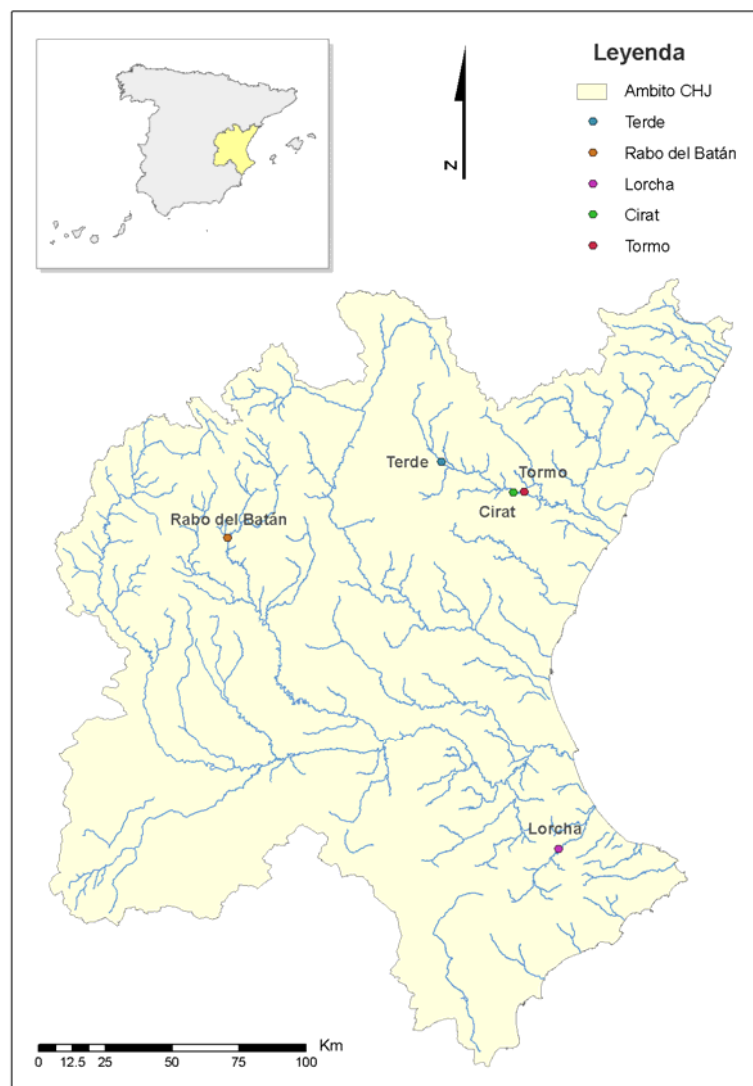


Figura 3.1. Localización de los tramos de estudio

Tabla 3.1 Tabla resumen de los tramos de estudio.

Tramo	Río	Régimen	Número de transectos	Longitud	X	Y
Lorcha	Serpis	Regulado	25	239	733362.20	4304164.78
Cirat	Mijares	Regulado	4	48	716428.58	4437572.91
Tormo	Mijares	Regulado	6	53	720570.64	4437675.73
Terde	Mijares	Natural	20	539	689350.19	4448916.69
Rabo del Batán	Cabriel	Natural	20	901	609354.12	4420588.28

La información más detallada de cada uno de los tramos se describe en los siguientes apartados.

3.1.1.- Río Serpis en el tramo Lorcha

Este tramo se encuentra situado bajo la presa de Beniarrés, en el Río Serpis. Localizado en las proximidades del municipio de Lorcha, en este tramo el río empieza se encaja en un cañón, a la entrada del paraje conocido como “Barranc del Infern”. El tramo está incluido dentro del LIC Serra de la Safor y de la masa de agua 21.06. Su altitud media es de unos 229 metros sobre el nivel del mar.

La zona riparia, con una anchura media de 20 m, tiene un desnivel comprendido entre los 20 y 45°, en ocasiones escalonado, y una cobertura vegetal superior al 50%. El lecho es bastante estable y en él predominan los cantos y las gravas, con excepción del margen derecho, más elevado, donde las arenas son el sustrato predominante. Están presentes las 4 categorías de regímenes de velocidad/profundidad: lento-profundo, lento-somero, rápido-profundo y rápido-somero, aunque la frecuencia de rápidos es escasa, predominando las corrientes lentas y tablas. Aunque son predominantes los sustratos arenosos y de grava, el potencial de esta ribera es limitado para albergar una gran densidad de vegetación por existir varias zonas con sustrato duro que no permite el enraizamiento de la vegetación.

Así, la vegetación riparia se muestra como un corredor aclarado con discontinuidades. Predominan los bosquetes arbustivos (altura entre 4 y 8 m) acompañados de hierbas altas. Existe una plantación abandonada de *Populus x canadensis*, que constituye la principal vegetación arbórea en el tramo superior a los 8 m de altura. La presencia de troncos y ramas sobre el agua, así como las raíces expuestas aportan heterogeneidad de hábitats al ecosistema. La diversidad de especies es elevada, estando constituida la vegetación de ribera por saucedas mixtas de *Salix eleagnos* y *Salix atrocinerea*, con pequeños fragmentos aislados de alamedas. Es abundante la presencia de adelfares (*Rubus-Nerietum*) y zarzales densos (*Rubus-Crataegetum*). La conectividad con el ecosistema forestal (matorrales termófilos calcícolas de óptimo litoral con pino carrasco) es superior al 50%. Se ve interrumpida por la presencia ocasional de algunos cultivos abancalados de secano como almendro, cerezo, algarrobo y olivo.

Se dispone en este tramo de información hidráulica, edafológica y botánica específica para cada uno de los 25 transectos analizados (Figura 3.2).

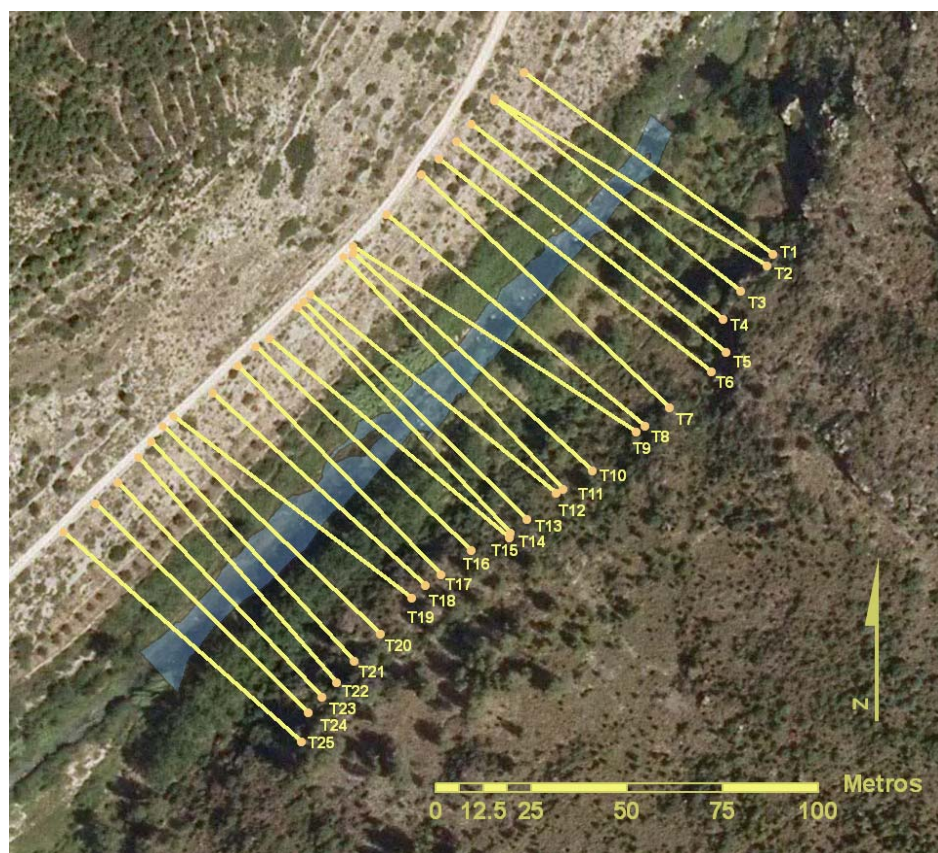


Figura 3.2. Transectos del tramo Lorcha del río Serpis

3.1.2.- Río Mijares en el tramo Cirat

El tramo se encuentra situado frente a la población de Cirat, en la masa de agua 10.06. Sufre una considerable alteración de su régimen hídrico debido, entre otras causas, a la presencia de un gran embalse aguas arriba. Tiene una ribera propia de los tramos medios de los ríos, con una potencialidad intermedia para mantener una zona vegetada. La ocupación de una parte de la ribera por parcelas agrícolas, hace que no exista conexión de la ribera con la vegetación forestal adyacente.

La longitud del tramo de estudio era inicialmente de unos 180 m, aunque por desgracia no fue posible la simulación hidráulica con resultados fiables en una gran parte del tramo, restringiéndose la longitud del tramo a unos 50 m y el número de transectos a cuatro (Figura 3.3).



Figura 3.3. Transectos del tramo Cirat del río Mijares

El perfil del tramo es bastante homogéneo, sin presencia de islas, depósitos, brazos o canales. Los márgenes están compuestos por cantos, grava, gravilla, arena y grandes bloques. En la orilla izquierda existen antiguas motas que fueron

levantadas para proteger los cultivos y que actualmente han sido totalmente cubiertas por la vegetación de ribera.

La ausencia de una gran vegetación de porte arbóreo hace que tenga una sombra moderada y las aguas son transparentes. Las comunidades vegetales predominantes son de tipo arbustivo (*Salix eleagnos*, *Salix purpurea* y *Tamarix africana*). La chopera de *Populus nigra* conforma el estrato arbóreo.

3.1.3.- Río Mijares en el tramo Tormo

Se encuentra situado frente a la pedanía de El Tormo, en la masa de agua 10.07. En este tramo existe una conexión prácticamente total entre la ribera y el ecosistema forestal adyacente, predominan las zonas remansadas y la presencia de rápidos es ocasional debido a que el caudal circulante es bajo. El sustrato es bastante variado, con una mayor presencia de gravas, cantos y bloques. El lecho del cauce está compuesto en su mayoría por bloques, algunas zonas con acumulación de limos sobre estos. La ribera en este tramo es prácticamente inaccesible debido a la cantidad de vegetación existente. Forma un corredor denso e impenetrable, con una gran proporción de lianas y zarzas. La sombra sobre el cauce es moderada ya que no existen muchas especies arbóreas de gran altura.

Las especies más relevantes en este tramo son la adelfa (*Nerium oleander*), el sauce (*Salix eleagnos*), el taray (*Tamarix africana*) y el álamo (*Populus nigra*). La cobertura de árboles en el tramo es superior al 50%. Es destacable la concentración de helófitos en las orillas, principalmente de *Cladium mariscus*. El sotobosque arbustivo es muy rico, en especial dominado por *Viburnum tinus*, los de mayor porte encontrados en el río Mijares. La presencia de especies alóctonas es reducida, destacando únicamente la presencia de cañas de *Arundo donax*, pero sin llegar a formar comunidades densas.

La principal amenaza es la existencia de una presa aguas arriba, a muy poca distancia, que altera el régimen hídrico del tramo, y que puede fragmentarlo y favorecer la masificación de especies alóctonas. Los usos del suelo circundantes son en su mayoría agrícolas y forestales.

Al igual que en caso anterior la longitud inicial de este tramo de estudio se redujo hasta aproximadamente los 50 m por no ser posible la simulación hidráulica con resultados fiables en el resto. Finalmente se consideraron seis transectos en los análisis de este tramo (Figura 3.4).



Figura 3.4. Transectos del tramo Tormo del río Mijares

3.1.4.- Río Mijares en el tramo Terde

Se encuentra entre las poblaciones de Mora de Rubielos y Sarrión, en la provincia de Teruel y pertenece a la masa de agua 10.03. El sustrato es bastante variado, predominando la grava, cantos y bloques. Al inicio del tramo se encuentra la desembocadura de un torrente donde se evidencia el aporte de gravas que arrastra en los fenómenos de intensa precipitación. Los elementos de heterogeneidad en el cauce son diversos, destaca la presencia de troncos, ramas

y diques naturales así como la presencia de cauces secundarios por los que circula habitualmente el agua. Las laderas son escarpadas en la margen izquierda mientras que en la margen derecha se aprecia la presencia de antiguas terrazas.

Este tramo se encuentra en una zona donde el valle del río se estrecha entre terrenos rocosos. La vegetación riparia cubre principalmente las partes externas de las curvas del río, debido a que las partes internas de la curva presentan barras de sedimento más inestables. Se observa una franja de vegetación más o menos continua, alternándose arbustos de mayor o menor talla con los árboles, que predominan en la parte más baja. La conectividad con el ecosistema forestal es total, pues el sabinar comienza a relativamente pocos metros del propio cauce. La vegetación de ribera está constituida por saucedas mixtas de *Salix eleagnos* y *Salix purpurea*, con pies aislados de *Populus nigra*.

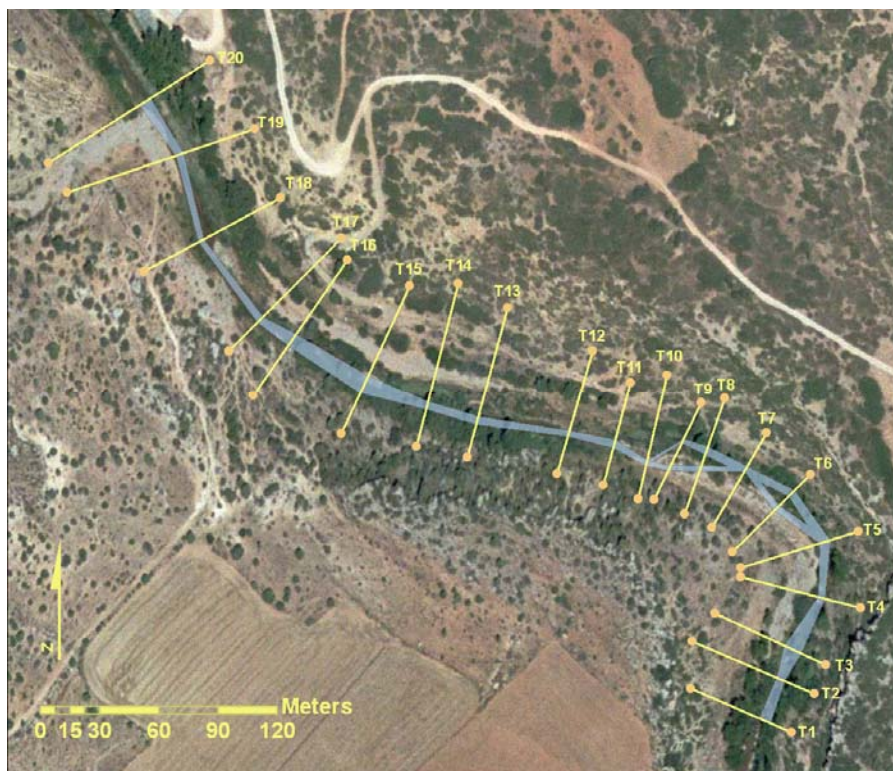


Figura 3.5. Transectos del tramo Terde del río Mijares

Este tramo presenta un grado de naturalidad y diversidad muy elevada y tiene un régimen natural de caudales. Tiene una longitud de unos 540 m (Figura 3.5).y se

han considerado los datos disponibles correspondientes a los 20 transectos del mismo.

3.1.5.- Río Cabriel en el tramo Rabo del Batán

Este tramo se encuentra situado en el término municipal de Pajaroncillo y pertenece a la masa de agua 18.21.01.04. Tiene una longitud de 530 m (Figura 3.6) y consta de información relativa a 20 transectos. El grado de naturalidad y diversidad en este tramo son muy elevadas y presenta un régimen natural de caudales. En las inmediaciones del tramo existe una antigua central hidroeléctrica y, aguas abajo del mismo, el azud de cristinas.



Figura 3.6. Transectos del tramo Rabo del Batán del río Cabriel

Presenta abundancia de corrientes aunque hacia el final del tramo existe una gran poza. El sustrato en el lecho del río es franco-arenoso y existen mantos de gravas tanto en el cauce como en la llanura de inundación. Este tramo presenta varios canales secundarios por los que, en condiciones normales, no circula agua. Las

riberas tienen aproximadamente la misma anchura en ambos márgenes en la primera mitad del tramo, en la segunda observamos como en la margen izquierda se ensancha ligeramente. La vegetación cubre con gran densidad ambas orillas, formándose una franja continua de árboles y arbustos, y la conectividad con las formaciones forestales de pinar adyacentes es total. Es fácil observar la presencia del género *Pinus*, de diversas especies, intercalados con las especies propias de ribera. La vegetación de ribera está constituida por saucedas mixtas de *Salix eleagnos* y *Salix purpurea*, así como algunas zonas de fresneda y de alameda. Las formaciones vegetales naturales mencionadas (saucedas, fresnedas y alamedas) se encuentran protegidas en el Catálogo Regional de Castilla La Mancha.

3.2.- Series hidrometeorológicas

Tanto para la calibración del modelo como para la validación del mismo, es necesario disponer de información hidrometeorológica histórica en cada uno de los tramos seleccionados. Dicha información debe aproximarse lo más rigurosamente posible a la realidad ocurrida en los tramos de estudio y ser representativa en la obtención de resultados del modelo.

3.2.1.- Metodología

Las variables hidrometeorológicas de partida en el modelo RibAV son Precipitación (P), Evapotranspiración potencial (ET_0), y Caudal (Q).

Las redes de medida de precipitación, temperaturas y caudales, aportan datos históricos reales medidos en diferentes puntos cercanos a los tramos de estudio (Banco Nacional de Datos Climatológicos de la Agencia Estatal de Meteorología, AEMET; Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX; Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias, IVIA).

En otros casos, como es el de la Evapotranspiración potencial (ET_0), se dispone de estimaciones precisas obtenidas a partir de la ecuación de Penman-Monteith (Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias, IVIA) cuya fiabilidad ha sido comprobada en varias ocasiones (Allen *et al.*, 1989; Smith *et al.* 1992; Sousa y Pereira, 1999; Temesgen *et al.*, 1999; Ventura *et al.*, 1999; Allen, 2000; Irmak *et al.*, 2002; Kashyap y Panda, 2001). Éstas ET_0 de referencia han servido para calibrar las estimaciones realizadas en los tramos de estudio mediante la ecuación de Hargreaves (Hargreaves y Samani 1985; Allen *et al.*, 1998; Samani, 2000), de tal modo que la incertidumbre incluida en el modelo ha sido reducida al máximo. Se parte así, para la obtención de datos de ET_0 , de una expresión más sencilla que requiere un menor número de parámetros y que se basa en datos medidos de temperatura.

3.2.1.1 Precipitación

El cálculo de la Precipitación se ha realizado partiendo de datos diarios facilitados por la AEMET. Dado que las estaciones se encontraban, en la mayoría de los casos, a una cierta distancia de cada tramo de estudio, ha sido necesaria una interpolación lineal de los mismos.

Cuando la densidad de la red de instrumentación pluviométrica dentro de la cuenca es baja y dispersa, los distintos métodos entre sí arrojan resultados comparables (Tabios III y Salas, 1985). Por este motivo se ha considerado oportuno el empleo de un método sencillo para la interpolación a cada tramo de las series de precipitación: el inverso de la distancia al cuadrado. Este método consiste en la obtención de factores de ponderación w_{0j} , función de la distancia existente entre el punto (x_0, y_0) donde se quiere estimar el valor de la variable y las estaciones de medición (x_j, y_j) de acuerdo a la ecuación 28, donde n es el número de estaciones de medición empleadas.

$$w_{0j} = \frac{1}{d_{0j}^2} \sum_{i=1}^n \frac{1}{d_{0i}^2} \quad (28)$$

Siendo

$$d_{0j} = \sqrt{(x_0 - x_j)^2 + (y_0 - y_j)^2}, \quad j = 1, \dots, n \quad (29)$$

El valor de la precipitación en el punto central del tramo de estudio en cada caso se ha estimado como el sumatorio del producto del correspondiente factor de ponderación por el valor puntual registrado en cada una de las estaciones de medición, según la expresión:

$$P_0 = \sum_{j=1}^n w_{0j} P_j \quad (30)$$

Para cada uno de los tramos se dispone de un número variable de estaciones meteorológicas de partida, con periodos de tiempo diferentes y, en la mayoría de los casos, con series intermitentes de precipitación o datos ausentes. Dado que el número de estaciones con registros de precipitación es suficiente en todos los casos, no ha sido necesario completar las series previamente y se ha realizado la interpolación considerando en cada día de la serie únicamente las estaciones que disponían de dato fiable. Este hecho ha requerido la construcción de una matriz de pesos, que recoge cada una de las posibles combinaciones encontradas a la hora de interpolar, en cada uno de los tramos analizados.

Para completar aquellos registros en los que sólo se dispone de datos en una de las estaciones meteorológicas se ha realizado una regresión lineal entre dicha serie y la interpolada al tramo, considerando únicamente aquellos días en los que la interpolación al tramo se había realizado con al menos tres estaciones circundantes.

Por último, en los casos en los que algunos registros no se podían calcular del modo anterior, por no existir dato en ninguna de las estaciones, se ha calculado la serie diaria media del tramo para un año completo y se ha tomado el valor medio correspondiente al día en cuestión. Se ha considerado este método el más oportuno por haberse localizado varios registros ausentes consecutivos, hecho que limitaba la posibilidad de completar con la media de los registros más cercanos en la mayoría de los casos.

3.2.1.2 Evapotranspiración potencial

Se ha seguido el mismo planteamiento para la interpolación de las series de temperaturas diarias (máxima, mínima y media), necesarias para la estimación de la ET_0 .

La temperatura es una variable que presenta una correlación lineal importante con la cota, z . Por este motivo se ha incluido la siguiente corrección

$$T_0 = \sum_{j=1}^n w_{0j} [T_j + \beta (z_0 - z_j)] \quad (31)$$

en el cálculo de la variable interpolada a cada tramo, donde β representa la variación de la temperatura con la altura sobre el nivel del mar.

Este gradiente se encuentra entre 5 y 8 °C por cada mil metros de elevación (Marco, 1981) con un valor medio de 6.5 °C/1000m. Dada la estabilidad del incremento de la temperatura con la altura, se ha empleado este valor medio en aquellos casos en los que no ha sido posible obtener una calibración concluyente del mismo, bien por la ocurrencia de condiciones microclimáticas en algunas de las estaciones, o por no disponerse de un número suficiente de las mismas.

Disponiendo de las series de temperaturas interpoladas a cada uno de los tramos se procedió a la calibración del cálculo de la ET_0 (mm/d). Partiendo de los registros de temperatura medidos en la estación de Planes (IVIA), se ha calibrado el factor corrector en la ecuación simplificada de Hargreaves (Hargreaves y Samani, 1985; Allen *et al.*, 1998; Samani, 2000) de tal modo que la ET_0 calculada por este método se aproximara al máximo a la ET_0 calculada por el IVIA mediante la ecuación de Penman-Monteith.

La ecuación de Penman-Monteith combina el efecto indirecto de la temperatura, a través de la radiación solar, y la resistencia aerodinámica. Es la más reconocida y la más empleada pero presenta el inconveniente de requerir una gran cantidad de

información (temperatura del aire, humedad, albedo, presión atmosférica, nubosidad, etc.) que en muchos casos es desconocida.

La fórmula de Hargreaves (Hargreaves y Samani, 1985) para evaluar la ET_0 necesita únicamente datos de temperaturas y radiación solar. La expresión general es

$$ET_0 = 0.0135(t_{med} + 17.78) \cdot R_s \quad (32)$$

donde ET_0 es la evapotranspiración potencial diaria (mm/d), t_{med} es la temperatura media (°C) y R_s es la radiación solar incidente (mm/d).

La radiación solar incidente, R_s , se evalúa a partir de la radiación solar extraterrestre, R_0 , la cual se obtiene de tablas en función de la latitud del lugar y del mes (Allen *et al.*, 1998). Para la obtención de la radiación solar incidente, R_s , Samani (2000) propone la siguiente fórmula:

$$R_s = R_0 \cdot KT (t_{max} - t_{min})^{0.5} \quad (33)$$

Tanto los valores de temperaturas máximas y mínimas (t_{max} y t_{min}), por ser datos empíricos, como los de radiación solar extraterrestre (R_0), por estar tabulados, son datos relativamente sencillos de obtener (Allen *et al.*, 1998). La dificultad en la aplicación de la expresión se encuentra en el coeficiente KT . Éste es un coeficiente empírico que se puede calcular a partir de datos de presión atmosférica, pero Samani (2000) recomienda $KT = 0.162$ para regiones del interior y $KT = 0.19$ para regiones costeras.

Sustituyendo el valor de R_s en la primera expresión, y tomando para el coeficiente KT el valor medio de 0.17, se obtiene como resultado la expresión citada con más frecuencia en la bibliografía (Hargreaves y Allen, 2003).

$$ET_0 = 0.0023(t_{med} + 17.78) \cdot R_0 (t_{max} - t_{min})^{0.5} \quad (34)$$

Se ha pretendido en este trabajo minimizar el error entre los resultados arrojados por esta ecuación simplificada y los estimados en la estación de Planes por el IVIA mediante la ecuación de Penman-Monteith (Figura 3.7).

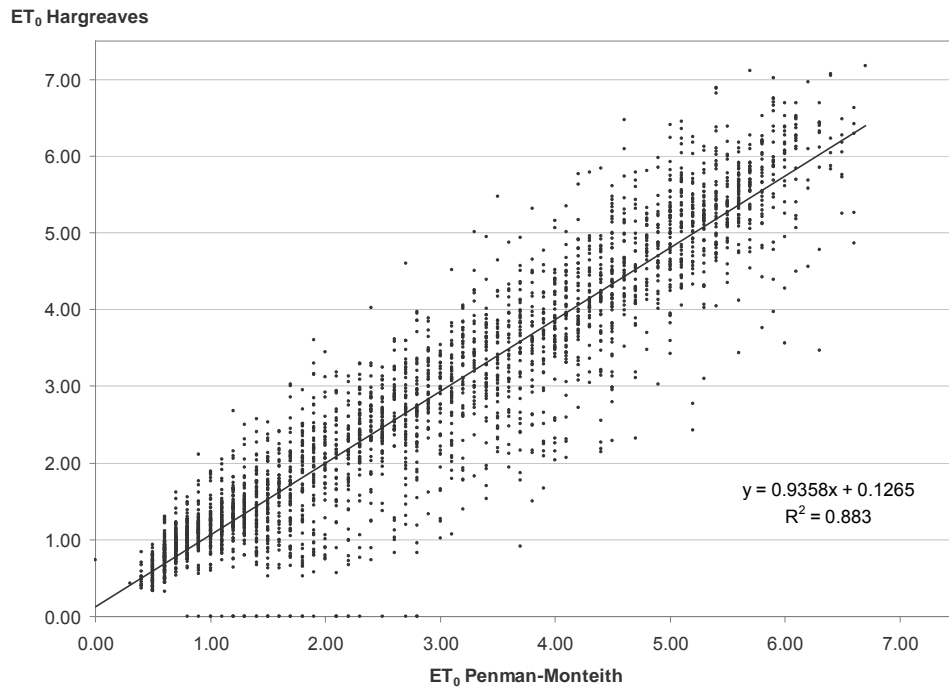


Figura 3.7. Comparación de resultados en la estimación de la ET₀ según el método empleado: Hargreaves y Penman-Monteith

Para ello se ha calibrado el factor corrector, FC , en la expresión:

$$ET_0 = FC(t_{med} + 17.78) \cdot R_0 (t_{max} - t_{min})^{0.5} \quad (35)$$

El mínimo el error cuadrático medio, entre las dos series de ET_0 , se ha obtenido con un valor optimizado para FC de 0.001887 en Planes.

Partiendo de los datos de temperaturas interpolados a cada tramo, se han obtenido los valores diarios de ET_0 con la expresión anteriormente calibrada:

$$ET_0 = 0.001887(t_{med} + 17.78) \cdot R_0 (t_{max} - t_{min})^{0.5} \quad (36)$$

3.2.1.3 Caudal

El cálculo de caudales se ha realizado por interpolación de diferentes estaciones de aforo, teniendo en cuenta la superficie de cuenca drenante en los tramos en régimen natural y con simulaciones del modelo PATRICAL para aportaciones no aforadas en régimen alterado.

3.2.2.- Río Serpis en Lorcha

3.2.2.1 Precipitación

Para el cálculo de la serie de precipitación diaria en este tramo se han empleado las siguientes estaciones meteorológicas de la AEMET (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Estaciones AEMET empleadas en el cálculo de precipitaciones en el tramo Lorcha del río Serpis.

Tramo	Descripción	Nombre de la estación	Indicativo	Altitud	Periodo de datos de Precipitación	Provincia
Lorcha	Río Serpis, aguas abajo del embalse de Beniarres, en las cercanías de Lorcha y a la entrada del denominado Barranco del Infierno	Beniatjar les Planises	8286	841	01/50-08/09	Valencia
		Montichelvo	8070	257	05/51-04/70	
		Pantano de Beniarres	8067	296	01/50-09/09	Alicante
		Villalonga	8068E	90	11/68-12/81	Valencia
		Villalonga Cooperativa	8068I	95	05/92-09/05	

Se han interpolado las series en base a la siguiente matriz de pesos (Tabla 3.3).

Tabla 3.3. Matriz de pesos empleados en el cálculo de precipitaciones en el tramo Lorcha del río Serpis.

woj	PANTANO DE BENIARRES	BENIATJAR LES PLANISES	MONTICHELVO	VILLALONGA	VILLALONGA COOPERATIVA
w11000	0,681	0,319	0,000	0,000	0,000
w11100	0,343	0,161	0,496	0,000	0,000
w11110	0,307	0,144	0,444	0,105	0,000
w11010	0,553	0,259	0,000	0,189	0,000
w11001	0,551	0,258	0,000	0,000	0,191
w01100	0,000	0,245	0,755	0,000	0,000
w01001	0,000	0,575	0,000	0,000	0,425

Se dispone de este modo de la serie histórica de precipitaciones, en el tramo en Locha, comprendida en el periodo 01/01/1950 – 30/09/2009. De este periodo se ha representado a continuación (Figura 3.8) el periodo de simulación que comprende entre 01/10/1998 y 30/09/2009.

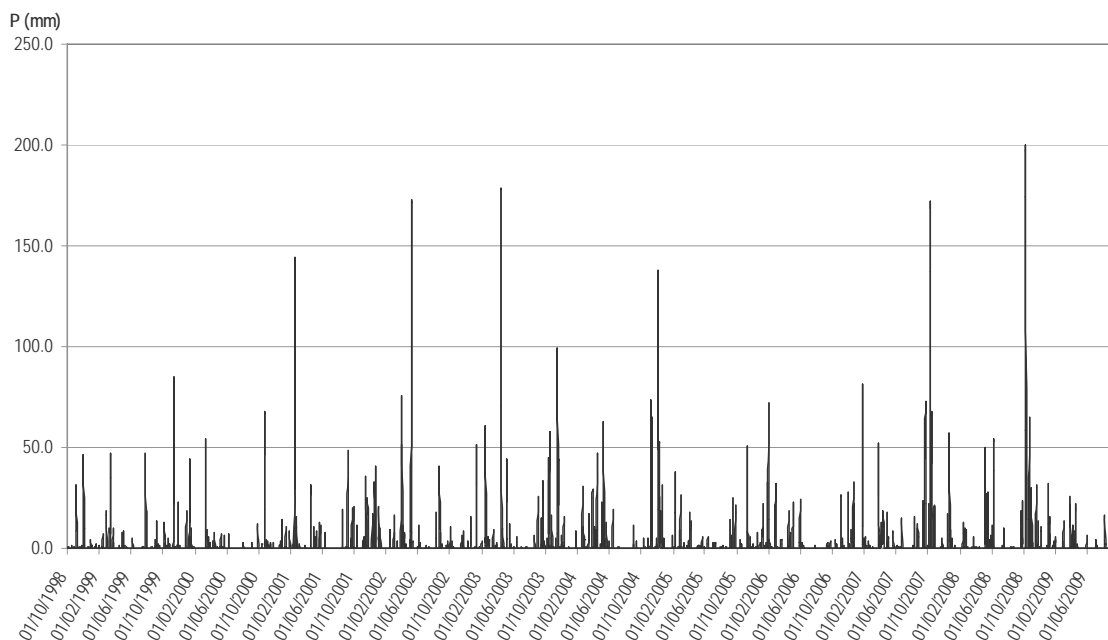


Figura 3.8. Precipitación diaria (mm) del tramo Lorcha del río Serpis (Periodo 1998-2009)

3.2.2.2 Evapotranspiración potencial

Para el cálculo de las series de temperatura en este tramo se han tomado las series correspondientes a la estación meteorológica de Beniatjar Les Planises (AEMET) y, por regresión en los años comunes con la estación de Planes (IVIA), se han completado las series de temperatura (máxima, mínima y media) en esta última (Tabla 3.4), conservando los registros reales medidos en la propia estación durante el periodo 2000-2005.

Tabla 3.4. Estaciones AEMET y estaciones IVIA empleadas en el cálculo de temperaturas en el tramo Lorcha del río Serpis.

Tramo	Descripción	Nombre de la estación	Indicativo	Altitud	Periodo de datos de Temperatura	Provincia
Lorcha	Río Serpis, aguas abajo del embalse de Beniarres, en las cercanías de Lorcha y a la entrada del denominado Barranco del Infierno	Beniatjar Les Planises (AEMET)	8286	841	01/45 - 06/09	Valencia
		Planes (IVIA)	46	519	01/00 - 05/09	Alicante
		Villalonga (AEMET)	8068E	90	02/69 - 10/81	Valencia
		Villalonga Cooperativa (AEMET)	8068I	95	05/92 - 02/00	

Se obtuvieron de este modo series de temperatura en Planes lo suficientemente largas para proseguir el procesado de los datos. Para completar los datos ausentes se han realizado nuevas regresiones, esta vez entre las estaciones de Villalonga y Villalonga Cooperativa (AEMET) con los datos comunes a Planes (Tabla 3.4).

Tras completar la serie de Planes con las estaciones meteorológicas de Beniatjar Les Planises, Villalonga y Villalonga Cooperativa (AEMET), aún se presentaban intervalos de tiempo en los que no se disponía de datos en ninguna de las estaciones. Para solucionar este problema, se ha extraído la media para cada día de cada mes con los datos de ese mismo día en toda la serie de Planes (sin

considerar los datos ausentes) y se ha obtenido una serie media de un año completo para temperatura máxima y otras dos, para temperatura mínima y media.

Con estas series diarias medias se han completado finalmente los datos ausentes en las series de Planes, en el periodo 01/10/1998 – 30/09/2009.

Partiendo de estas series y utilizando el valor medio para el factor corrector de cota ($\beta = 6.5 \text{ }^\circ\text{C}/1000\text{m}$), se han estimado las series de temperaturas en el tramo de estudio, río Serpis en Lorcha, con una cota de 240 m.

A partir de las series de temperatura máxima, media y mínima, calculadas para el tramo, se ha estimado la evapotranspiración potencial (ET_0) mediante la ecuación de Hargreaves simplificada, con un valor optimizado para FC de 0.001887 en Planes, como se ha descrito anteriormente (Figura 3.9).

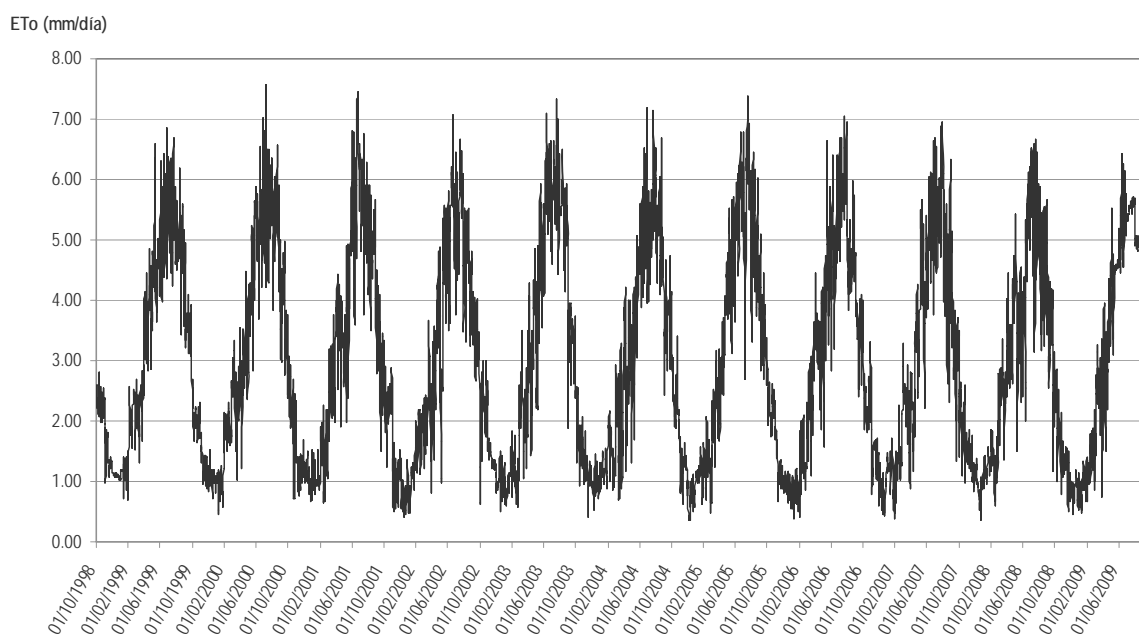


Figura 3.9. Evapotranspiración potencial diaria (mm/d) del tramo Lorcha del río Serpis (Periodo 1998-2009)

3.2.2.3 Caudal

El cálculo de caudales se ha realizado tomando como referencia, tanto en régimen natural como en régimen alterado, los aforos históricos de la estación de Villalonga del CEDEX, situada aguas abajo del tramo a una distancia de 3,12 Km (Tabla 3.5). Se han descartado las salidas del Embalse de Beniarres por ser importantes las aportaciones aguas abajo del mismo, antes del tramo y por existir además demandas de pequeños regadíos (Alcoia y el Comtat). No existen inconvenientes a la hora de tomar como referencia los caudales aforados en la estación de Villalonga (Figura 3.10), pues es mínima la distancia entre el tramo y dicha estación de aforos y el cauce entre ambos puntos es un profundo desfiladero sin aportaciones sustanciales. Las detracciones en la población de Lorcha, entre el tramo y la estación, no se han considerado por ser los retornos al cauce superiores al 90% y ser además anteriores a la medida de aforo.

Tabla 3.5. Estaciones de aforos y embalses del CEDEX empleados en el cálculo de caudales en el tramo Lorcha del río Serpis.

Tramo	Tipo	Nombre	Código	Situación	Año Inicio	Año Fin
Lorcha	Embalse-Salidas	Beniarrés	8007	A. Arriba	1957	2006
	Estación de Aforo	Villalonga	8071	A. Abajo	1911	2005

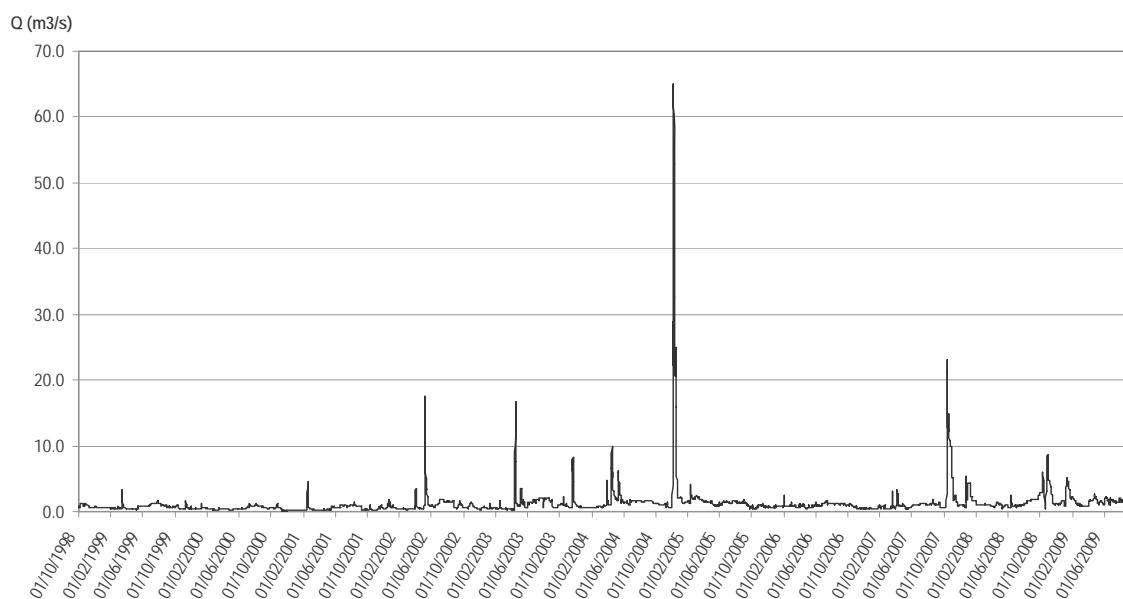


Figura 3.10. Aportaciones diarias (m^3/s) del tramo Lorcha del río Serpis (Periodo 1998-2009)

3.2.2.4 Valores medios mensuales

Los valores medios mensuales (Figura 3.11) muestran como la presencia del pantano de Beniarrés, y la consiguiente regulación, provoca que el régimen de caudales no se corresponda con las variaciones en la distribución de las precipitaciones en los meses estivales.

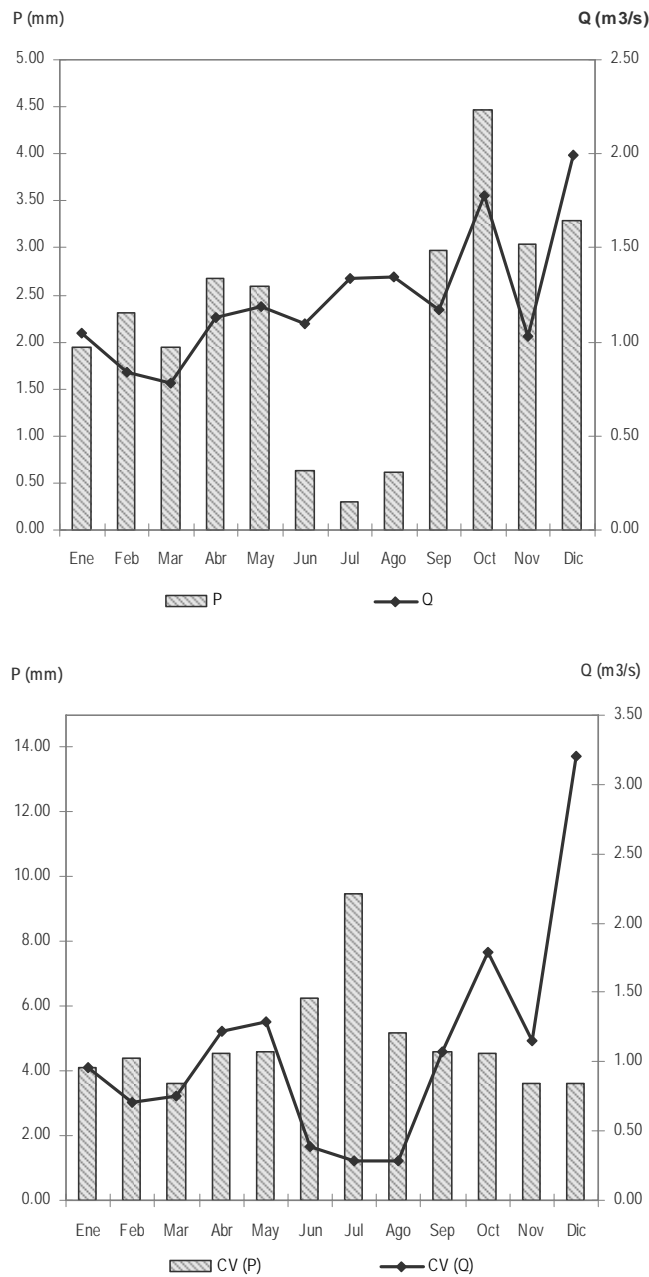


Figura 3.11. Tramo Lorcha del río Serpis (Periodo 1998-2006): Arriba: Precipitaciones (mm) y aportaciones medias diarias (m³/s) para cada mes; Abajo: Coeficientes de variación de las precipitaciones (mm) y aportaciones medias diarias (m³/s) para cada mes.

La evapotranspiración potencial de referencia mantiene su ciclo anual característico en este tramo (Figura 3.12), como es lógico dada su dependencia de las temperaturas. Dado que tanto las temperaturas máximas, como las medias y las mínimas, son mayores durante la estación estival, la ET_0 llega a ser cinco veces mayor que durante el invierno.

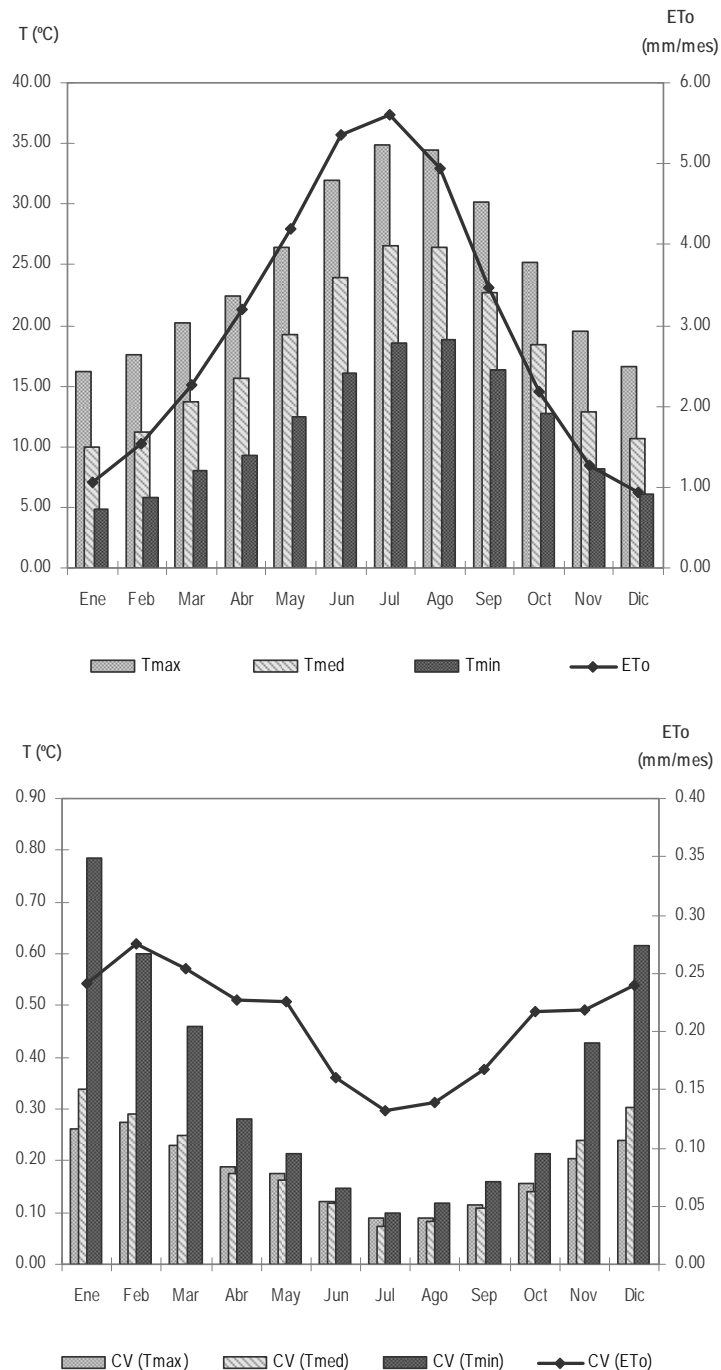


Figura 3.12. Tramo Lorcha del río Serpis en régimen alterado (Periodo 1998-2006): Arriba. Evapotranspiraciones potenciales de referencia (mm/mes) y temperaturas (°C) para cada mes; Abajo. Coeficientes de variación de las ET_0 (mm/mes) y temperaturas (°C) para cada mes.

3.2.3.- Río Mijares en Cirat y Tormo

3.2.3.1 Precipitación

Para el cálculo de la serie de Precipitación diaria en estos dos tramos se han empleado los datos correspondientes a las mismas estaciones meteorológicas de la AEMET (Tabla 3.6) dada la cercanía de ambos.

Tabla 3.6. Estaciones AEMET empleadas en el cálculo de precipitaciones en los tramos Cirat y Tormo del río Mijares.

Tramo	Descripción	Nombre de la estación	Indicativo	Altitud	Periodo de datos de Precipitación	Provincia
Cirat	Tramo del río Mijares en Cirat, aguas abajo del embalse de Arenós.	Arañuel	8478	406	11/71-08/09	Castellón
		Arenós (CHJ)	8472B	581	05/85-08/09	
Tormo	Tramo del río Mijares en Tormo, también aguas abajo del embalse de Arenós	Montanejos (CHJ)	8474	460	10/70-08/09	
		Vallat	8483	276	12/47-11/66	

Se han descartado los datos correspondientes a la estación de Vallat por no existir datos en el periodo de estudio (01/10/1987–01/03/2008).

Para la interpolación de los datos se han utilizado los pesos mostrados en la siguiente matriz (Tabla 3.7).

Tabla 3.7. Matriz de pesos empleados en el cálculo de precipitaciones en los tramos Cirat y Tormo del río Mijares.

woj	CIRAT			TORMO		
	Arenós CHJ	Montanejos CHJ	Arañuel	Arenós CHJ	Montanejos CHJ	Arañuel
w100	1,000	0,000	0,000	1,000	0,000	0,000
w010	0,000	1,000	0,000	0,000	1,000	0,000
w001	0,000	0,000	1,000	0,000	0,000	1,000
w000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
w110	0,348	0,652	0,000	0,416	0,584	0,000
w101	0,053	0,000	0,947	0,212	0,000	0,788
w011	0,000	0,095	0,905	0,000	0,275	0,725
w111	0,048	0,091	0,861	0,164	0,230	0,606

Se dispone de datos de precipitación diaria, como resultado de esta interpolación, del periodo 1987–2008 en el tramo de Cirat (Figura 3. 13).

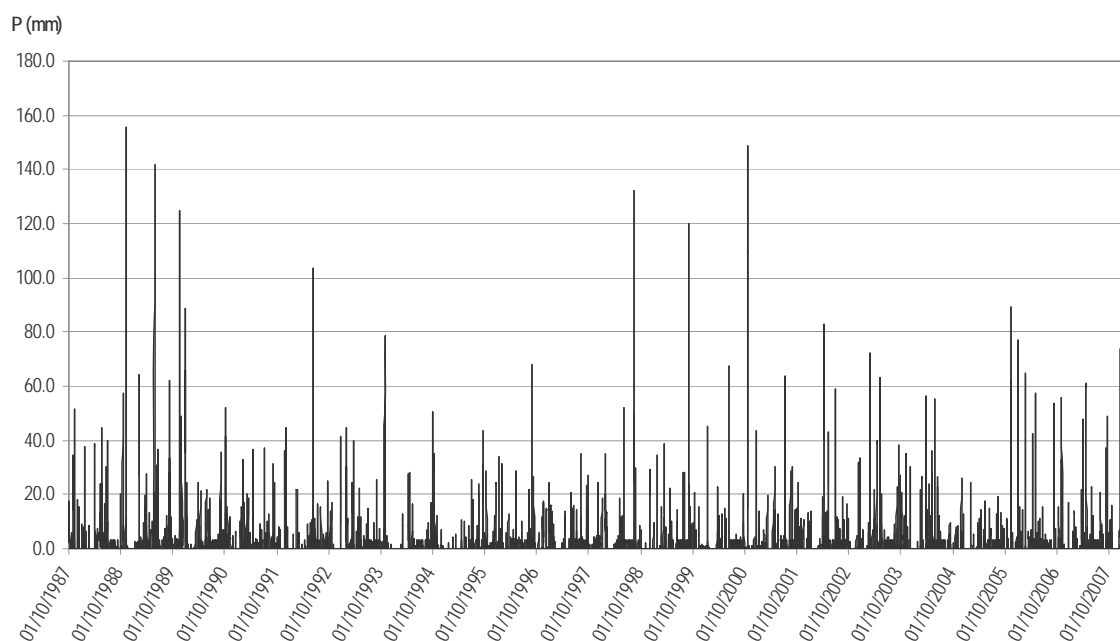


Figura 3.13. Precipitación diaria (mm) del tramo Cirat del río Mijares (Periodo 1987-2008)

Igualmente se dispone de datos de precipitación en el periodo 1987–2007 en el tramo de Tormo (Figura 3.14).

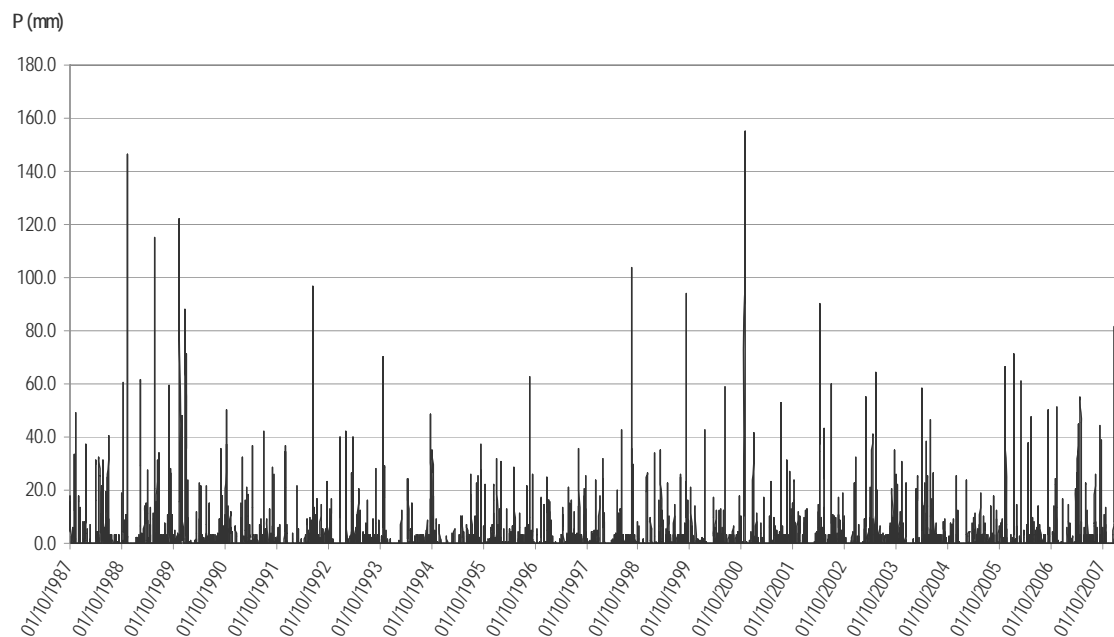


Figura 3.14. Precipitación diaria (mm) del tramo Tormo del río Mijares (Periodo 1987–2008)

Estas series de precipitación recogen el efecto de los riegos que se producen en la zona sobre el incremento de la humedad en el suelo. Para incluir el efecto se han estudiado los retornos de riego correspondientes a las superficies de cultivo que afectan a cada uno de los dos tramos, 498.012 Ha en Cirat y 42.331 en Tormo, así como el número de días de riego de cada uno de los meses del año, 1 riego en Abril, 1 en Mayo, 2 en Junio, 3 en Julio, 2 en Agosto y 1 en Septiembre. Se han localizado dichos días de riego en momentos de mayor escasez de precipitaciones y se ha estimado la dosis de riego en 3 mm, por lo que se produce un incremento anual de las precipitaciones de 30 mm.

3.2.3.2 Evapotranspiración potencial

El cálculo de las series de temperatura en este tramo se ha basado en las series correspondientes a la estación meteorológica de Arañuel (AEMET). La estación de Zucaina se ha descartado por no disponer de datos en el periodo de estudio (01/10/1987–01/03/2008). Por disponer de datos correspondientes a una única estación (Tabla 3.8), ha sido necesario completar las series mediante valores

diarios medios obtenidos a partir de la serie completa en aquellos registros en los que no se ha registrado el dato correctamente.

Tabla 3.8. Estaciones AEMET empleadas en el cálculo de temperaturas en los tramos Cirat y Tormo del río Mijares.

Tramo	Descripción	Nombre de la estación	Indicativo	Altitud	Periodo de datos de Temperatura	Provincia
Cirat	Tramo del río Mijares en Cirat, aguas abajo del embalse de Arenós.	Arañuel	8478	406	01/71 - 06/09	Castellón
Tormo	Tramo del río Mijares en Tormo, también aguas abajo del embalse de Arenós	Zucaina	8479	610	07/43 - 07/67	

De nuevo para la estimación de las temperaturas en los tramos Cirat y Tormo, se ha tenido en cuenta la influencia de altitud sobre el nivel del mar de ambos tramos. La cota del punto medio de cada tramo, Cirat: 368 m y Tormo: 316 m, se ha obtenido a partir del modelo digital de elevaciones de la Confederación Hidrográfica del Júcar (resolución 20x20 m). Así, se han calculado las series de temperaturas máximas, medias y mínimas en ambos tramos considerando un descenso medio de 6,5° C/1000 m para el periodo 01/10/1987–01/03/2008.

Partiendo de las nuevas series de temperatura máxima, media y mínima diarias, calculadas para los tramos de Cirat y Tormo, se ha estimado la evapotranspiración potencial (ET_0) en cada caso mediante la ecuación de Hargreaves simplificada, con el valor previamente optimizado en planes para FC de 0.001887, como se ha descrito al inicio del capítulo (Figuras 15 y 16).

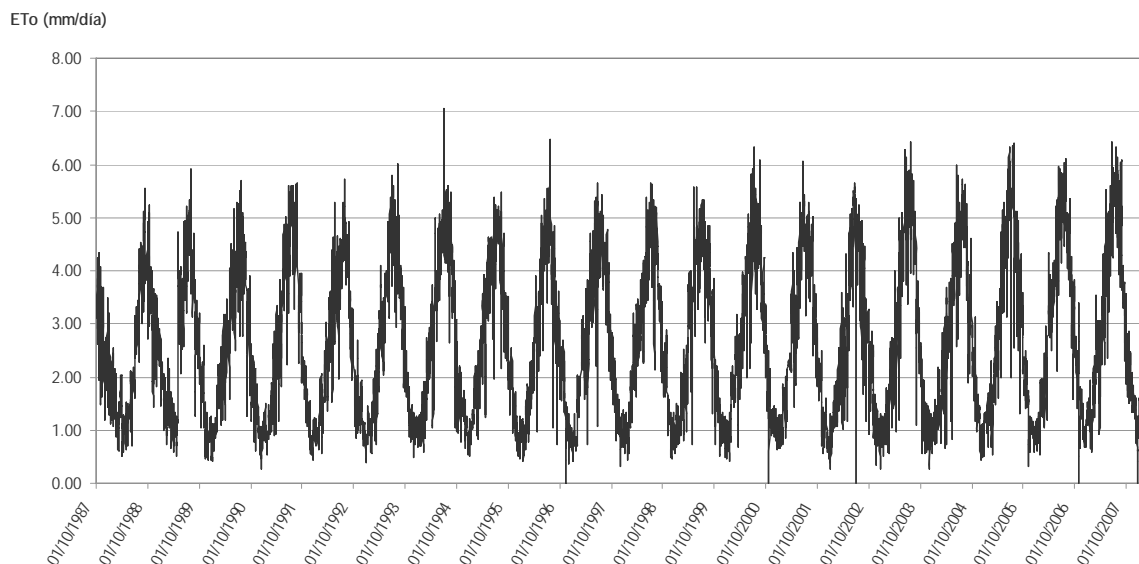


Figura 3.15. ET_0 (mm/d) del tramo Cirat del río Mijares (Periodo 1987–2008)

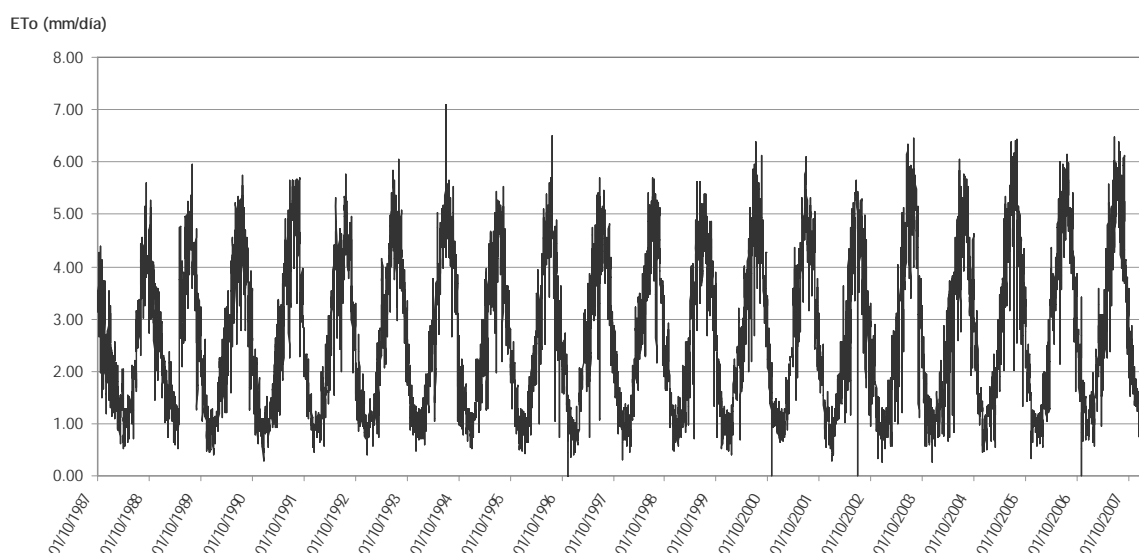


Figura 3.16. ET_0 (mm/d) del tramo Tormo del río Mijares (Periodo 1987–2008)

3.2.3.3 Caudal

En el cálculo de caudales se han considerado los datos de partida (Tabla 3.9): correspondientes a series de caudales del CEDEX, tanto de las estaciones de aforo como las salidas del embalse de Arenós y de la presa de Cirat; caudales de demanda mensual de pequeños regadíos en el alto Mijares, con sus

correspondientes consumos, pérdidas y retornos, extrapolados a datos diarios; y filtraciones bajo presa en Vallat.

Tabla 3.9. Estaciones de aforo y embalses del CEDEX empleados en el cálculo de caudales en los tramos Cirat y Tormo del río Mijares.

Tramo	Tipo	Nombre	Código	Situación	Año Inicio	Año Fin
Cirat y Tormo	Embalse Salidas	Arenós	8005	Aguas Arriba	1982	2006
	Embalse Entradas	Sichar	8021	Aguas Abajo	1958	2006
	E. Aforo Salida Embalse Arenós	Arenós /Montanejos	8145	Aguas Arriba	1984	2005
	E. Aforo Salida Embalse Sichar	Sichar / Onda	8119	Aguas Abajo	1968	2005

En el análisis de los datos correspondientes a las salidas del embalse de Arenós, analizado en primer lugar, se han evaluado los caudales superiores a 12 m³/s.

Se han localizado ciertos errores en la serie entre los días 07/02/1991 y 12/03/1991 y se ha evaluado la posibilidad de que en estas fechas se sobrepasaran los 12 m³/s mediante las medias mensuales de los meses de febrero y marzo en cada uno de los años hidrológicos de la serie, además de comprobar los caudales registrados los días anteriores y posteriores al periodo de fallo. Los caudales antes y después del fallo son los siguientes: el día 06/02/91 se registró un aforo de 2.927 m³/s; el día 13/03/91 el caudal medido fue de 5.644 m³/s.

Por otra parte al analizar las medias mensuales para estos dos meses, se comprobó que únicamente se sobrepasaba el umbral en el mes de febrero durante el año hidrológico 1989-1990 (13.25 m³/s); igualmente sólo se superó en una ocasión durante el mes de marzo del año hidrológico 2003-2004 (18.89 m³/s). Con esta información se ha concluido que la probabilidad de sobrepasar los 12 m³/s es muy baja en el periodo de fallo, por lo que el error en la medida se ha obviado y se han llevado a cero en la nueva serie de caudales calculada por diferencia con la anterior, con un umbral de 12 m³/s.

Mediante el modelo PATRICAL se han analizado los caudales mensuales en el tramo de Cirat, en el periodo 1987-2006. Estos caudales mensuales se han llevado a escala diaria considerando el caudal base variable mes a mes, calibrando el umbral de escorrentía, P_0 , en 7.5 mm y se han extrapolado al periodo 2006-2008.

Se entiende que la diferencia entre el valor de la presa de Cirat y el valor de Cirat pueblo es el caudal que entra al río Mijares por los barrancos, surgencias, fuentes, etc. Estos datos mensuales se han extrapolado a datos diarios de caudal, para lo cual ha sido necesaria la siguiente información de las detracciones en el conjunto de las aportaciones. Se han evaluado los caudales de demanda y de consumo en ambos tramos (Tabla 3.10). A partir de estos datos se ha estimado que aproximadamente el 80% de la demanda se consume, mientras que el 20% retorna al río, por lo que las pérdidas se consideran el 80% de la demanda.

Tabla 3.10. Caudales de demanda y de consumo considerados en el cálculo de caudales en los tramos Cirat y Tormo del río Mijares.

Caudal Demanda (m3/s)			Caudal Consumido (m3/s)		
MES	CIRAT	TORMO	MES	CIRAT	TORMO
Oct	0,014	0,001	Oct	0,012	0,001
Nov	0,003	0,000	Nov	0,002	0,000
Dic	0,003	0,000	Dic	0,002	0,000
Ene	0,003	0,000	Ene	0,002	0,000
Feb	0,003	0,000	Feb	0,003	0,000
Mar	0,011	0,001	Mar	0,009	0,001
Abr	0,015	0,001	Abr	0,012	0,001
May	0,029	0,002	May	0,023	0,002
Jun	0,051	0,004	Jun	0,041	0,003
Jul	0,078	0,007	Jul	0,063	0,005
Ago	0,052	0,004	Ago	0,041	0,004
Sep	0,030	0,003	Sep	0,024	0,002

Esta información proviene de datos agro-meteorológicos de la Confederación Hidrográfica del Júcar y se conservan para cada mes durante toda la serie.

El cálculo final para el tramo de Cirat se ha realizado mediante la suma de los caudales que superan los 12 m³/s (los inferiores son derivados a la central hidroeléctrica) en el embalse de Arenós con los caudales simulados por el

PATRICAL en régimen natural, restándoles los consumos ocurridos a consecuencia del riego (80% de la demanda).

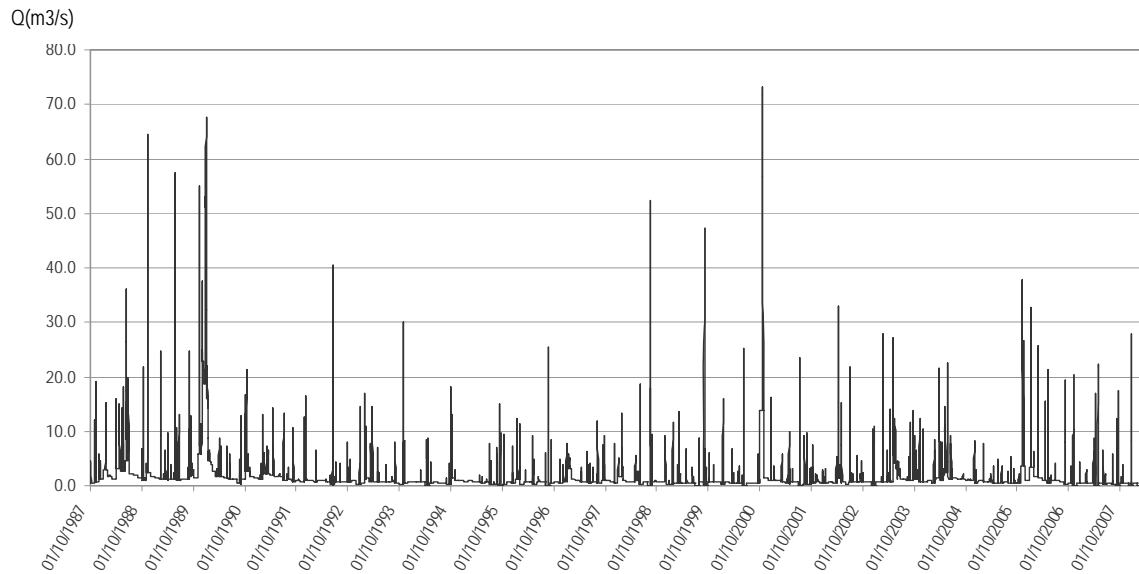


Figura 3.17. Aportaciones diarias (m^3/s) del tramo Cirat del río Mijares (Periodo 1987–2008)

Partiendo de esta serie de aportaciones diarias se ha calculado el exceso que supera los $12 m^3/s$ en la presa de Vallat y considerando las detracciones producidas por el riego en este segundo tramo, la superficie de cuenca drenante y las filtraciones de la presa, se han calculado los caudales circulantes en Tormo.

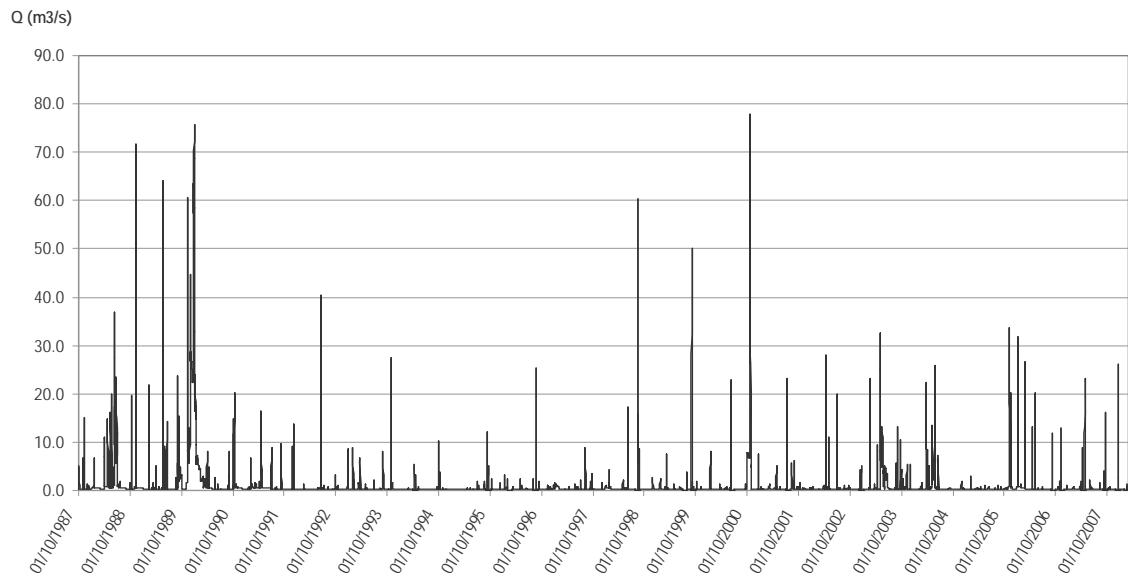


Figura 3.18. Aportaciones diarias (m^3/s) del tramo Tormo del río Mijares (Periodo 1987–2008)

Dada la escasa distancia entre ambos tramos, no se observan diferencias sustanciales en sus series de caudales.

3.2.3.4 Valores medios mensuales

Respecto a los valores medios mensuales (Figuras 3.19 y 3.20) es importante destacar cómo la regulación afecta al régimen anual, sin embargo no se ve excesivamente reflejada en los valores medios mensuales por ser importantes las aportaciones no reguladas así como por no tener la presa de Cirat una gran capacidad, lo que implica una gran dependencia de las precipitaciones ocurridas en la zona.

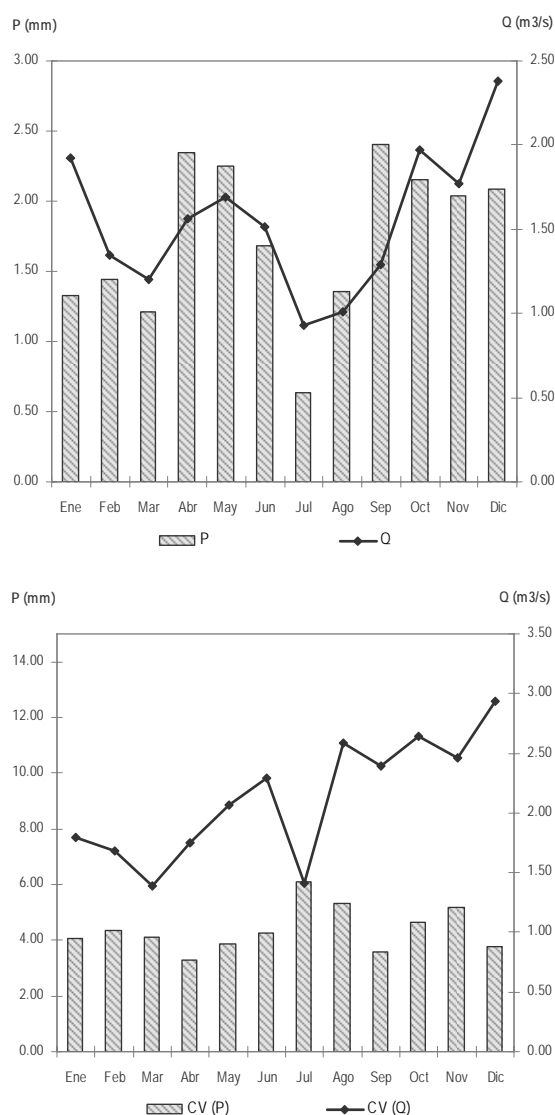


Figura 3.19. Tramo Cirat del río Mijares (Periodo 1987-2008): Arriba. Precipitaciones (mm) y aportaciones medias diarias (m³/s) para cada mes; Abajo. Coeficientes de variación de las precipitaciones (mm) y aportaciones medias diarias (m³/s) para cada mes

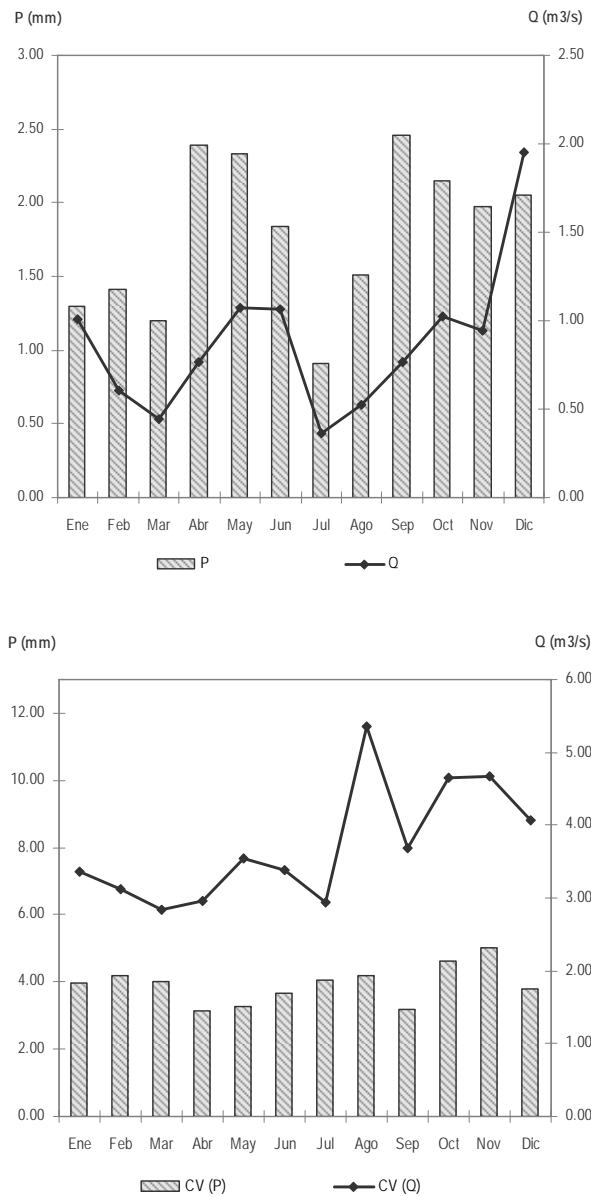


Figura 3.20. Tramo Tormo del río Mijares (Periodo 1987-2008): Arriba. Precipitaciones (mm) y aportaciones medias diarias (m³/s) para cada mes; Abajo. Coeficientes de variación de las precipitaciones (mm) y aportaciones medias diarias (m³/s) para cada mes.

Puede observarse como el caudal no desciende excesivamente en los meses de verano, pues son demandados en su mayor parte por los usos agrícolas y presentan un elevado porcentaje de retorno (20%) al cauce, siendo mayores los descensos en los meses estivales en los que se produce mayor evapotranspiración de los cultivos.

Se conserva el patrón anual de Temperaturas y ET_0 (Figuras 3.21 y 3.22) descrito en el tramo Lorcha del Serpis por estar ambas regiones en la región climática Mediterránea.

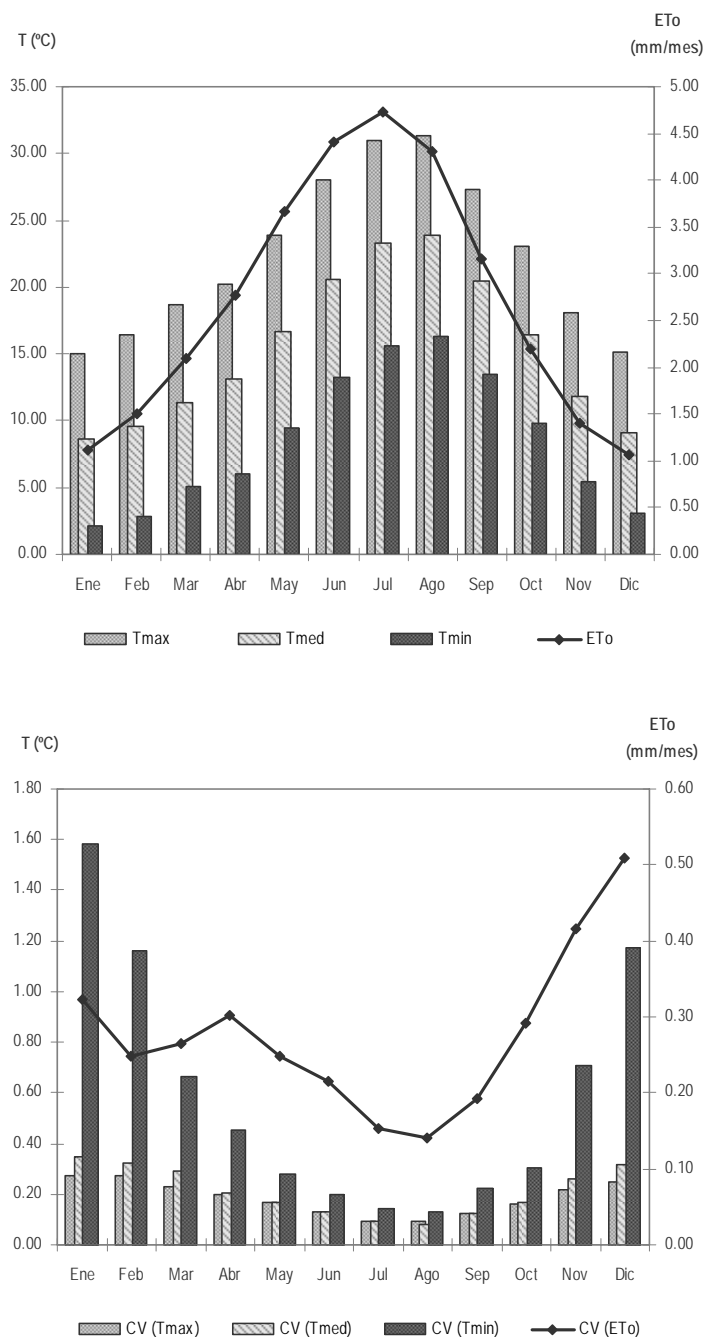


Figura 3.21. Tramo Cirat del río Mijares (Periodo 1987-2008): Arriba. Evapotranspiración potencial de referencia (mm/mes) y temperaturas (°C) para cada mes; Abajo. Coeficientes de variación de las ET_0 (mm/mes) y temperaturas (°C) para cada mes.

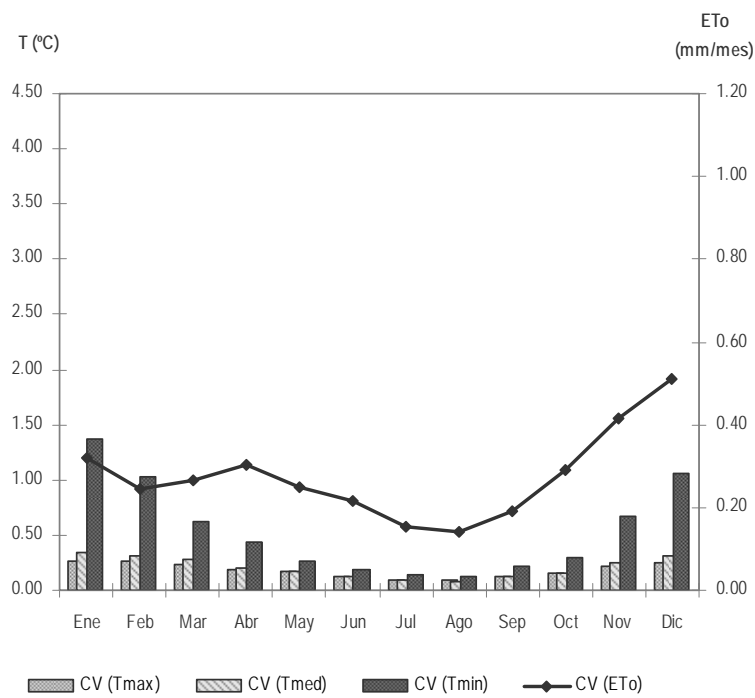
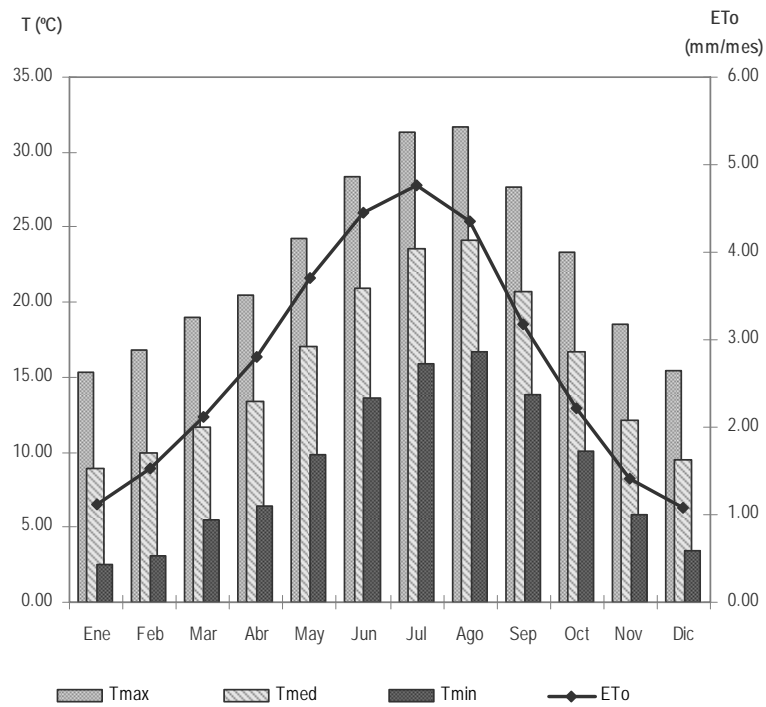


Figura 3.22. Tramo Cirat del río Mijares (Periodo 1987-2008): Arriba. Evapotranspiración potencial de referencia (mm/mes) y temperaturas (° C) para cada mes; Abajo. Coeficientes de variación de las ET_0 (mm/mes) y temperaturas (° C) para cada mes.

3.2.4.- Río Mijares en el tramo Terde

3.2.4.1 Precipitación

Para el cálculo de la serie de Precipitación diaria se han tomado de referencia las siguientes estaciones meteorológicas de la AEMET (Tabla 3.11).

Tabla 3.11. Estaciones AEMET empleadas en el cálculo de precipitaciones en el tramo Terde del río Mijares.

Tramo	Descripción	Nombre de la estación	Indicativo	Altitud	Periodo de datos de Precipitación	Provincia
Terde	Localizado en la cabecera del río Mijares, aguas arriba del embalse de Arenós.	La Puebla de Valverde	8459	1129	08/42-05/96	Teruel
		Mora de Rubielos	8466	1039	03/48-11/81	
		Rubielos de Mora	8470	949	03/55-12/05	
		San Agustín	8473	959	04/53-09/09	
		Sarrión	8463O	981	11/85-08/09	
		Sarrión Comarcal	8463P	900	07/92-01/08	
		Sarrión (La Escaleruela)	8464	860	03/48-11/94	

A pesar de ser el número de estaciones bastante elevado, no se ha descartado ninguna de ellas en la interpolación lineal de la precipitación pues la mayoría de las series presentan intermitencias. De este modo se ha interpolado cada día con el número de estaciones en las que se disponía de dato, siguiendo la matriz de pesos mostrada a continuación (Tabla 3. 12).

Tabla 3.12. Matriz de pesos empleados en el cálculo de precipitaciones en el tramo Terde del río Mijares.

w_{oj}	La Puebla de Valverde	Sarrión	Sarrión Comarcal	Sarrión La Escaleruela	Mora de Rubielos	Rubielos de Mora	San Agustín
w1100000	0,814	0,186	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
w1001100	0,882	0,000	0,000	0,067	0,052	0,000	0,000
w1001101	0,872	0,000	0,000	0,066	0,051	0,000	0,011
w0001101	0,000	0,000	0,000	0,517	0,401	0,000	0,082
w1001111	0,829	0,000	0,000	0,063	0,049	0,050	0,010
w0001111	0,000	0,000	0,000	0,366	0,284	0,291	0,058
w0000111	0,000	0,000	0,000	0,000	0,448	0,460	0,092
w0001011	0,000	0,000	0,000	0,511	0,000	0,407	0,082
w1001110	0,837	0,000	0,000	0,063	0,049	0,050	0,000
w1001011	0,871	0,000	0,000	0,066	0,000	0,052	0,010
w1000111	0,884	0,000	0,000	0,000	0,052	0,053	0,011
w1001001	0,920	0,000	0,000	0,069	0,000	0,000	0,011
w1000101	0,934	0,000	0,000	0,000	0,055	0,000	0,011
w1001000	0,930	0,000	0,000	0,070	0,000	0,000	0,000
w1101011	0,727	0,166	0,000	0,055	0,000	0,044	0,009
w0101011	0,000	0,607	0,000	0,201	0,000	0,160	0,032
w1111011	0,682	0,156	0,062	0,051	0,000	0,041	0,008
w1011011	0,808	0,000	0,073	0,061	0,000	0,049	0,010
w1010011	0,860	0,000	0,078	0,000	0,000	0,052	0,010
w0100011	0,000	0,760	0,000	0,000	0,000	0,200	0,040
w0110011	0,000	0,584	0,232	0,000	0,000	0,154	0,031
w1110011	0,719	0,164	0,065	0,000	0,000	0,043	0,009
w0010011	0,000	0,000	0,557	0,000	0,000	0,369	0,074
w1000001	0,988	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,012
w1000010	0,943	0,000	0,000	0,000	0,000	0,057	0,000
w1101001	0,760	0,173	0,000	0,057	0,000	0,000	0,009
w1100011	0,769	0,175	0,000	0,000	0,000	0,046	0,009
w0110010	0,000	0,602	0,239	0,000	0,000	0,159	0,000
w1110010	0,725	0,165	0,066	0,000	0,000	0,044	0,000
w0010010	0,000	0,000	0,601	0,000	0,000	0,399	0,000
w0100001	0,000	0,950	0,000	0,000	0,000	0,000	0,050
w0100010	0,000	0,792	0,000	0,000	0,000	0,208	0,000
w0010001	0,000	0,000	0,883	0,000	0,000	0,000	0,117
w1001010	0,881	0,000	0,000	0,066	0,000	0,053	0,000
w0111010	0,000	0,502	0,199	0,166	0,000	0,132	0,000
w0111011	0,000	0,489	0,194	0,162	0,000	0,129	0,026
w0000011	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,833	0,167
w0110000	0,000	0,716	0,284	0,000	0,000	0,000	0,000
w0110001	0,000	0,690	0,274	0,000	0,000	0,000	0,036
w0001100	0,000	0,000	0,000	0,563	0,437	0,000	0,000

No ha sido necesario en este caso completar datos mediante regresión lineal, por existir en todos los registros datos de al menos dos de las estaciones. Se dispone de la serie completa de precipitaciones en el tramo Terde del Mijares para el periodo 01/08/1948 – 30/09/2009 (Figura 3.23).

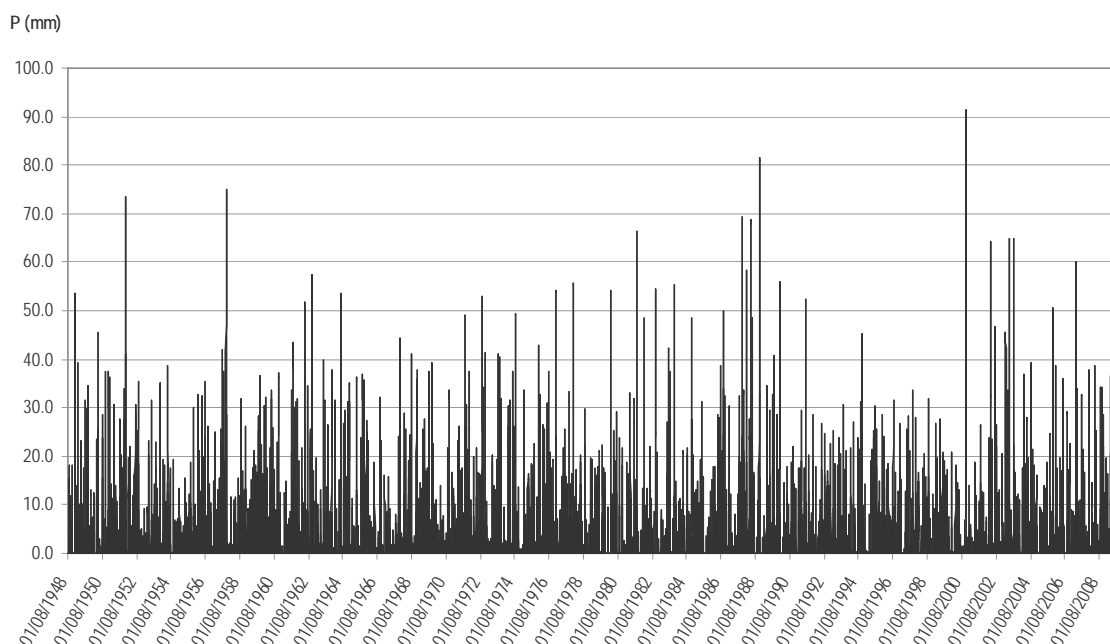


Figura 3.23. Precipitación diaria (mm) del tramo Terde del río Mijares (Periodo 1948 - 2009)

3.2.4.2 Evapotranspiración potencial

Las series de temperatura se han calculado a partir de la estación meteorológica de Sarrión de la AEMET (Tabla 3.13). Para completar los datos en dicha estación se han utilizado las series de otra estación meteorológica cercana, Sarrión Comarcal (AEMET), mediante regresión lineal con los datos comunes a ambas.

Tras haber completado la serie de este modo, aún quedaban algunos registros sin dato (periodo 01/04/1952 – 30/04/1952), por lo que se han completado con los datos estimados mediante la relación con los caudales y el número de días de lluvia medio para ese mes en toda la serie.

Tabla 3.13. Estaciones AEMET empleadas en el cálculo de temperaturas en el tramo Terde del río Mijares.

Tramo	Descripción	Nombre de la estación	Indicativo	Altitud	Periodo de datos de Temperatura	Provincia
Terde	Localizado en la cabecera del río Mijares, aguas arriba del embalse de Arenós.	Sarrión	8463O	981	01/86 - 07/09	Teruel
		Sarrión Comarcal	8463P	900	07/92 - 01/08	

Una vez se dispuso de las series completas en Sarrión se estimaron las temperaturas en el punto medio del tramo, teniendo en cuenta la variación de la temperatura con la cota. Así, se consideraron la altitud de la estación meteorológica de Sarrión (981 m) y del punto medio del tramo (851 m, obtenida a partir del MDT de la CHJ con resolución 20x20 m), así como el valor medio recomendado para el factor corrector de cota (6,5° C/1000 m). Las series obtenidas para este tramo se completaron entre el año 1948 y el 1986 con valores medios diarios para obtener finalmente el periodo completo 01/08/1948–30/09/2009. Obtenidas las series de temperaturas diarias para el tramo Terde se realizó la estimación de la ET_0 de referencia mediante la ecuación de Hargreaves simplificada empleando, al igual que en los casos anteriores, $FC = 0,001887$.

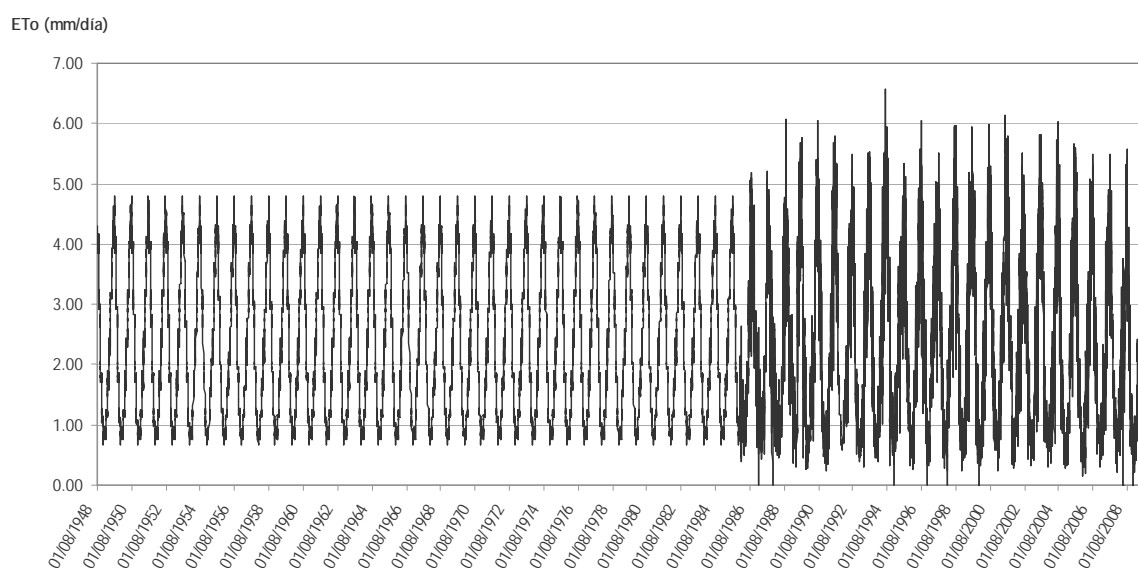


Figura 3.24. Evapotranspiración potencial de referencia diaria (mm/día) del tramo Terde del río Mijares (Periodo 1948 - 2009)

3.2.4.3 Caudal

En el cálculo de caudales se han empleado los datos de la estación de aforos de Sarrión (CEDEX), situada a aproximadamente 550 m del punto medio del tramo (Tabla 3.14). La superficie de cuenca drenante es muy similar en ambos puntos, estación y tramo, pues no se producen aportaciones significativas entre ellos. Por este motivo se han tomado los datos de Sarrión como referencia.

Tabla 3.14. Estaciones de aforo del CEDEX empleadas en el cálculo de aportaciones en los tramos Terde 1 y Terde 2 del río Mijares.

Tramo	Tipo	Nombre	Código	Situación	Año Inicio	Año Fin
	E. Af. Del Afluente Albentosa	Horcajo	8012	Afluente Aguas Abajo	1911	1983
Terde	Estación de Aforo	Sarrión	8030	Aguas Abajo	1945	2005
	Estación de Aforo	Babor (Mora de Rubielos)	8003	Aguas Abajo	1911	1943

Encontramos, aguas abajo de los tramos, otras dos estaciones de aforo: Babor, de la cual no se disponen de datos en el periodo de estudio; y Horcajo, estación localizada aguas abajo del afluente Albentosa con aportaciones significativas que no deben ser consideradas en los tramos (Tabla 3.14). Por este motivo se ha evitado usar estos datos de partida. A continuación se muestra la serie final de caudales (Figura 3.25).

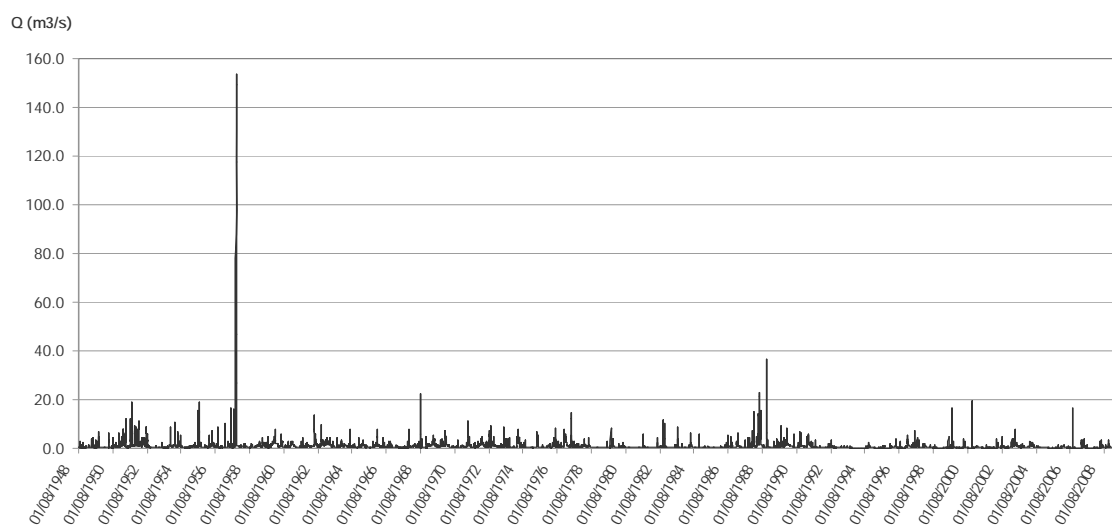


Figura 3.25. Aportaciones diarias (m^3/s) del tramo Terde del río Mijares (Periodo 1948 - 2009)

3.2.4.4 Valores medios mensuales

Los valores medios mensuales (Figura 3.26) muestran el mismo patrón de precipitaciones que en los tramos anteriores, siendo mayores en los meses primaverales y otoñales, y descendiendo considerablemente en invierno y, especialmente, durante el mes de Julio en el periodo estival.

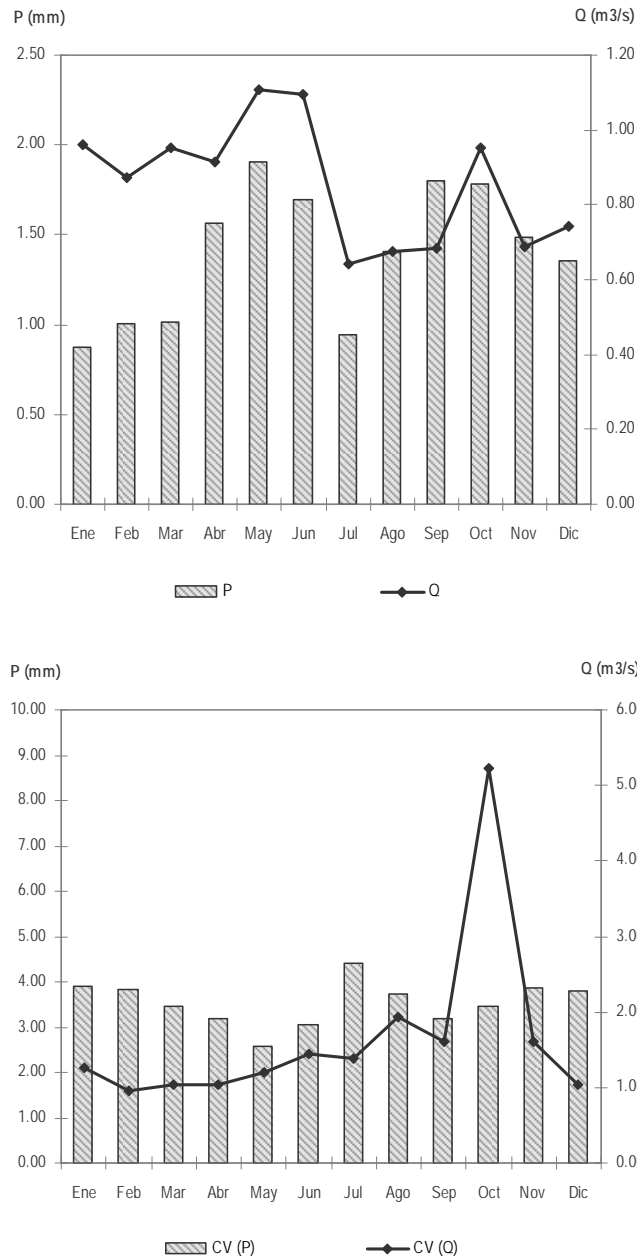


Figura 3.26. Tramo Terde del río Mijares (Periodo 1948 - 2009): Arriba. Precipitaciones (mm) y aportaciones medias diarias (m³/s) para cada mes; Abajo. Coeficientes de variación de las precipitaciones (mm) y aportaciones medias diarias (m³/s) para cada mes.

El patrón climático de temperaturas se mantiene, registrándose temperaturas más elevadas en verano y mínimas durante los meses de invierno, con diferencias de hasta 20°C. Este hecho se traduce en valores máximos de ET_0 cercanos a 5 mm/día en los meses de Julio y Agosto y mínimos cercanos a 1 mm/día en los meses más fríos del invierno, cuando los niveles de radiación son además menores (Figura 3.27).

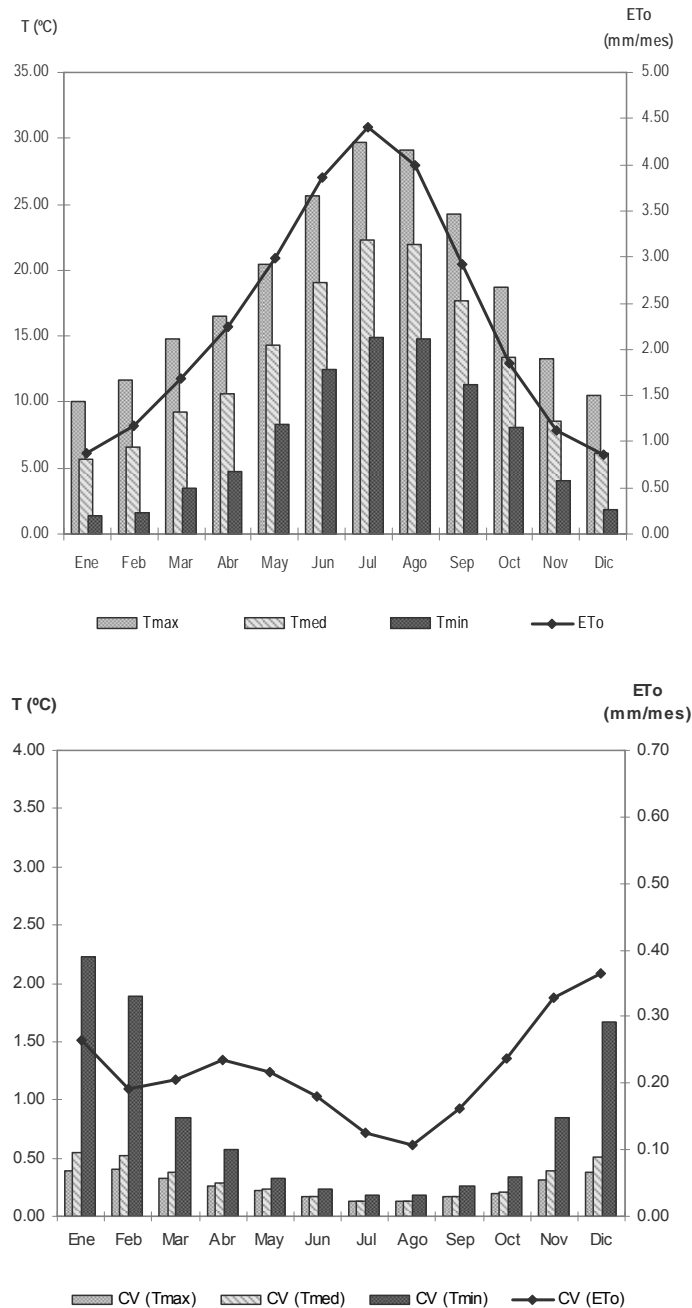


Figura 3.27. Tramo Verde del río Mijares (Periodo 1986-2006): Izqda. Evapotranspiraciones potenciales de referencia (mm/mes) y temperaturas (°C) para cada mes; Dcha. Coeficientes de variación de las ET_0 (mm/mes) y temperaturas (°C) para cada mes.

3.2.5.- Río Cabriel en el tramo Rabo del Batán

3.2.5.1 Precipitación

Se dispone de datos de cuatro estaciones meteorológicas de la AEMET para el cálculo de las precipitaciones en este tramo: Cañete, Cañete CHJ, Carboneras de Guadazaón y Reillo (Tabla 3.15).

Tabla 3.15. Estaciones AEMET empleadas en el cálculo de precipitaciones en el tramo Rabo del Batán del río Cabriel.

Tramo	Descripción	Nombre de la estación	Indicativo	Altitud	Periodo de datos de Precipitación	Provincia
Rabo del Batán	Localizado en el río Cabriel, aguas arriba del embalse de Contreras	Cañete	8218	1074	01/72-01/95	Cuenca
		Cañete CHJ	8218A	1070	01/16-09/09	
		Carboneras de Guadazaón	8228	1061	01/47-09/09	
		Reillo	8227	1022	01/16-09/09	

Para la interpolación se han adjudicado, a los datos correspondientes a las diferentes estaciones, los siguientes pesos en función de los registros disponibles en cada uno de los días (Tabla 3.16).

Tabla 3.16. Tabla de pesos empleados en el cálculo de precipitaciones en el tramo Rabo del Batán del río Cabriel

w_{oj}	CAÑETE	CAÑETE CHJ	CARBONERAS	REILLO
w1100	0,500	0,500	0,000	0,000
w1010	0,275	0,000	0,725	0,000
w1001	0,463	0,000	0,000	0,537
w1110	0,215	0,215	0,569	0,000
w1101	0,317	0,317	0,000	0,367
w1011	0,208	0,000	0,550	0,241
w0110	0,000	0,275	0,725	0,000
w0101	0,000	0,463	0,000	0,537
w0111	0,000	0,208	0,550	0,241
w1111	0,172	0,172	0,455	0,200
w0011	0,000	0,000	0,695	0,305

Existen gran cantidad de registros ausentes en todas las estaciones de partida a lo largo de los primeros años de la serie. Por este motivo se han completado con los datos diarios medios. En cualquier caso, este hecho no supone un problema por no ser necesarios estos periodos críticos ni en la validación ni en la aplicación del modelo. De este modo se ha obtenido la serie de precipitación para el periodo 1916 – 2009, de la cual se han seleccionado los datos correspondientes al periodo 01/10/1949 – 30/09/2009 (Figura 3.28).

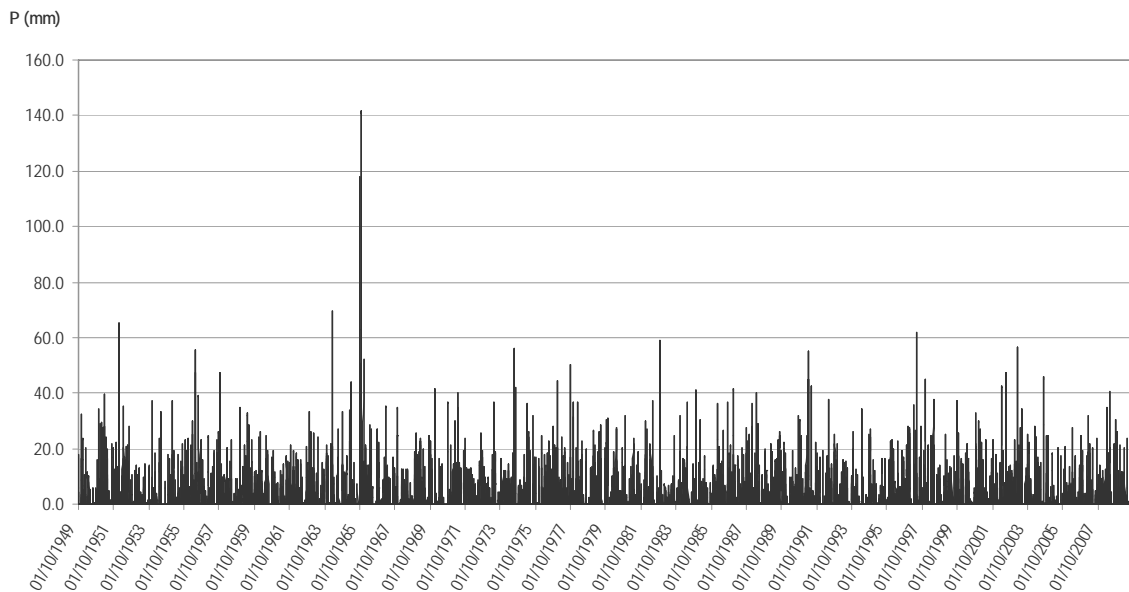


Figura 3.28. Precipitación diaria (mm) del tramo Rabo del Batán del río Cabriel (Periodo 1949 - 2009)

3.2.5.2 Evapotranspiración potencial

Las series de temperatura máxima, mínima y media se han calculado a partir de las estaciones meteorológicas de Cañada del Hoyo (Las Lagunas) y Yémeda de la AEMET (Tabla 3.17).

Previamente a la interpolación de las series al tramo se han completado las series de partida mediante una regresión lineal calculada con los registros comunes a las 2 estaciones. Una vez completadas las series correspondientes a ambas estaciones de referencia se han calculado los pesos en función de la distancia desde el tramo a cada estación: Cañada del Hoyo ($w_{0j} = 0,607$), Yémeda ($w_{0j} = 0,393$).

Tabla 3.17. Estaciones AEMET empleadas en el cálculo de temperaturas en el tramo Rabo del Batán del río Cabriel.

Tramo	Descripción	Nombre de la estación	Indicativo	Altitud	Periodo de datos de Temperatura	Provincia
Rabo del Batán	Localizado en el río Cabriel, aguas arriba del embalse de Contreras	Cañada del Hoyo (Las Lagunas)	82250	1032	01/50 - 08/00	Cuenca
		Yémeda	8232	868	01/50 - 08/00	

Se ha interpolado al tramo teniendo en cuenta la diferencia de cota con un valor de $\beta = 6,13^\circ \text{ C}/1000 \text{ m}$, optimizado con las series de temperatura disponibles. Se ha considerado oportuna la optimización del coeficiente en este caso por encontrarse el tramo (cota = 921 m) a una altitud comprendida entre las cotas de las dos estaciones, Cañada del Hoyo (1032 m) y Yémeda (868 m). A pesar de encontrarse la estación de Yémeda en otra garganta, el valor optimizado de β es bastante coherente teniendo en cuenta que nos encontramos en una zona de cabecera, motivo por el cual se ha utilizado este y no el valor medio de referencia.

Obtenidas las series de temperaturas diarias para el río Cabriel en Rabo del Batán se realizó la estimación de la ET_0 de referencia mediante la ecuación de Hargreaves simplificada empleando, al igual que en los casos anteriores, $FC = 0,001887$ (Figura 3.29).

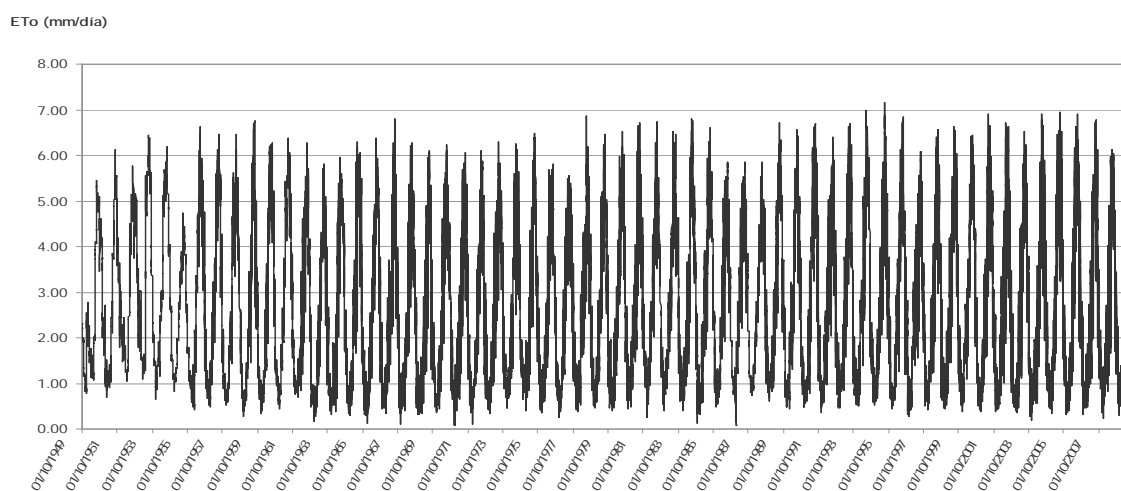


Figura 3.29. Evapotranspiración potencial de referencia diaria (mm/d) del tramo Rabo del Batán del río Cabriel (Periodo 1949 - 2009)

3.2.5.3 Caudal

En el cálculo de caudales para este tramo se han tomado como referencia los datos de las estaciones de aforo de Pajaroncillo, con una superficie de cuenca drenante de 829 Km², y la de Villora, con 1255 Km² (Tabla 3.18).

Tabla 3.18. Estaciones de aforo del CEDEX empleadas en el cálculo de aportaciones al tramo Rabo del Batán del río Cabriel.

Tramo	Tipo	Nombre	Código	Situación	Año Inicio	Año Fin
Rabo del Batán	E. Aforo	Pajaroncillo	8090	A. Arriba antes barranco afluente	1949	2005
	E. Aforo	Villora	8139	A. Abajo	1970	2005

Para calcular los caudales en el tramo se han tenido en cuenta las dos series de aforos en los periodos comunes y solo la de Pajaroncillo en los periodos en los que los aforos de Villora no están disponibles. Estos últimos se han calculado mediante una regresión obtenida del tramo y Pajaroncillo cuando los caudales de aquellos se habían estimado mediante las dos estaciones. En todos los periodos se ha tenido en cuenta la superficie de cuenca drenante a los tramos, aproximadamente 965 Km². Se dispone así de la serie de caudales diarios en el periodo 01/10/1949 – 30/09/2009 (Figura 3.30).

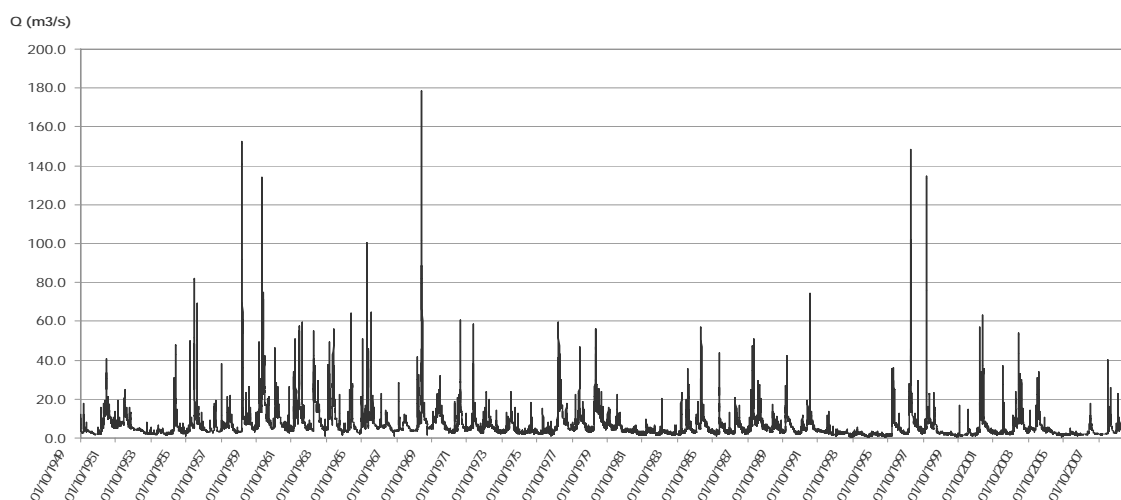


Figura 3.30. Aportaciones diarias (m³/s) del tramo Rabo del Batán del río Cabriel (Periodo 1949-2009)

3.2.5.4 Valores medios mensuales

Los patrones climáticos anuales (Figura 3.31) se mantienen en estos tramos respecto a los anteriores. El régimen de caudales se comporta según lo esperado con valores más elevados en invierno y primavera, siendo menor en los meses estivales.

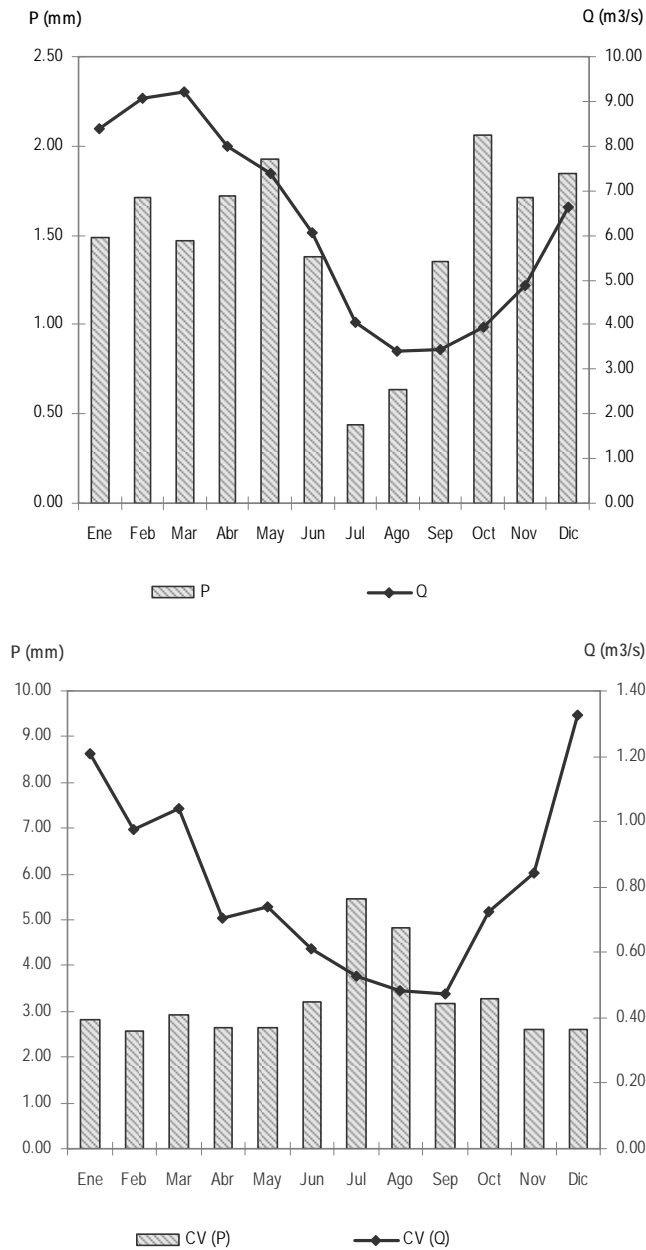


Figura 3.31. Tramo Rabo del Batán del río Cabriel (Periodo 1949 - 2009): Arriba. Precipitaciones (mm) y aportaciones medias diarias (m³/s) para cada mes; Abajo. Coeficientes de variación de las precipitaciones (mm) y aportaciones medias diarias (m³/s) para cada mes.

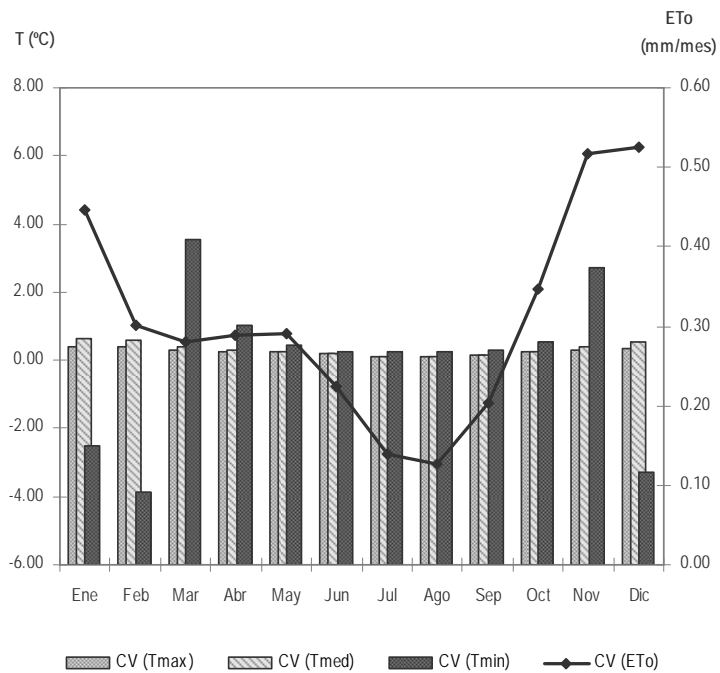
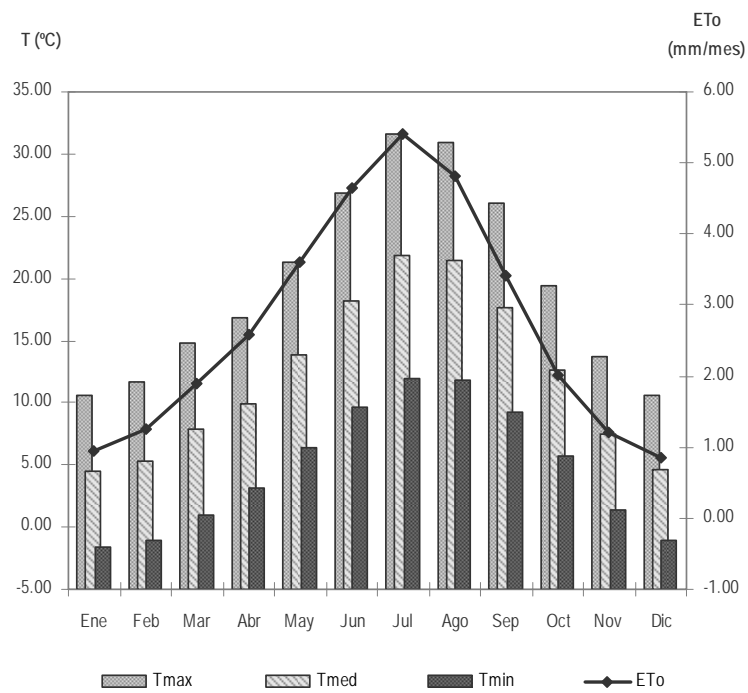


Figura 3.32. Tramo Rabo del Batán del río Cabriel (Periodo 1949 - 2009): Arriba. Evapotranspiraciones potenciales de referencia (mm/mes) y temperaturas (° C) para cada mes; Abajo. Coeficientes de variación de las ET₀ (mm/mes) y temperaturas (° C) para cada mes.

**CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DEL
MODELO EN LOS TRAMOS DE
ESTUDIO**

4.- CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DEL MODELO EN LOS TRAMOS DE ESTUDIO

En este apartado se describe el proceso mediante el cual se calibró el modelo RibAV, en uno de los tramos de estudio, modificando los parámetros más sensibles del mismo, con el fin de que la vegetación simulada coincidiera lo máximo posible con la vegetación observada en campo. La simulación de los diferentes tipos funcionales de vegetación se obtuvo mediante el cálculo del índice de evapotranspiración (ET_{index}) para cada uno de los tipos posibles. El tipo funcional de vegetación que alcanzó el mayor ET_{index} en cada punto de simulación fue considerado el tipo funcional simulado. Para evaluar de forma discreta la coincidencia espacial entre los resultados de la simulación y los tipos funcionales de vegetación observados se empleó la matriz de confusión, explicada más adelante. Además se complementó esta metodología con el cálculo del coeficiente de acuerdo, *kappa* (Cohen, 1960)

A continuación se describe la validación del modelo en los tramos de estudio restantes. La validación se evaluó mediante simulaciones con los parámetros de vegetación previamente calibrados. La obtención de una validación positiva en los diferentes tramos evidencia la robustez del modelo. Este hecho implica que, mientras las condiciones no varíen sustancialmente respecto a las observadas en los diferentes tramos analizados, el modelo es aplicable en otros posibles tramos de ríos de entornos mediterráneos semiáridos sin necesidad de realizar una nueva calibración previa.

4.1.- Calibración del modelo

La calibración del modelo consiste en establecer los valores óptimos de los parámetros con la finalidad de que los resultados de la simulación coincidan con las observaciones, en este caso discreta y espacialmente. Los parámetros utilizados en la calibración del modelo RibAV son los parámetros de vegetación.

4.1.1.- Matriz de confusión

Para visualizar los resultados de cada uno de los pasos de la calibración se ha utilizado una matriz de confusión. La matriz de confusión es una herramienta de visualización donde las columnas de la matriz representan los valores simulados de cada clase, mientras que cada fila representa los valores reales.

En nuestro caso las clases de la matriz son los tipos funcionales de vegetación, tanto puros como mixtos. Para cada punto de simulación de nuestro tramo de estudio existe un valor de “tipo de vegetación observado en campo” y otro valor que es el de “vegetación simulada por el modelo”.

A medida de que se van obteniendo resultados de cada punto de simulación se añaden valores unitarios en las celdas cuyos índices de filas y columnas coinciden con las clases observadas y simuladas respectivamente.

La matriz de confusión para el proceso de calibración (Figura 4.1) tiene 8 columnas y 8 filas. Como resultado habrá un total de 36 celdas que se agruparán de la siguiente manera:

- 16 celdas donde coinciden los valores simulados y observados exclusivamente para los tipos funcionales puros (agrupación A de la tabla)
- 16 celdas donde coinciden los tipos funcionales simulados puros con los observados mixtos (agrupación B de la tabla).

- 4 celdas donde coinciden los tipos funcionales simulados mixtos, con los observados mixtos (agrupación C de la tabla). Estas celdas solo contabilizan los valores a partir de las celdas de la agrupación B de la tabla, y tan solo en los casos en los que los valores simulados puros coincidan con algunos de los valores observados mixtos.

		SIMULADOS								Total
		RH	RJ	RA	TV	RH+RJ	RH+RA	RJ+RA	RA+TV	
OBSERVADOS	RH					-	-	-	-	
	RJ					-	-	-	-	
	RA					-	-	-	-	
	TV					-	-	-	-	
	RH+RJ						-	-	-	
	RH+RA					-		-	-	
	RJ+RA					-	-		-	
	RA+TV					-	-	-		
Total unicas										Tot obs
Total todas										Tot sim

Agrupación A
Agrupación B
Agrupación C

Figura 4.1. Matriz de confusión.

La diagonal principal de la matriz de confusión ha sido resaltada para facilitar la visualización de las celdas donde los valores simulados coinciden con los observados. La calibración tiene como objetivo que estos valores sean lo más elevados posible y por tanto que en las demás celdas los valores sean reducidos, especialmente en las más alejadas de la diagonal.

A efectos de comprobación se ha incluido una columna adicional en el lado derecho de la tabla donde se suman los valores totales de para cada fila. Al mismo tiempo, los valores totales de dichas filas son sumados en la celda inferior de la columna. El valor de esta celda forzosamente ha de coincidir con el número total de puntos de simulación. Igualmente se contabiliza la suma de cada uno de los tipos funcionales simulados y el total de puntos reflejados en la simulación. A partir de estos totales se han obtenido los porcentajes de acierto de cada simulación sobre cada uno de los tipos funcionales observados y el conjunto de todos ellos.

4.1.2.- Coeficiente de acuerdo, *kappa*

Una vez establecidos los parámetros de calibración del modelo, se ha empleado el coeficiente de acuerdo *kappa* (Cohen, 1960) para medir la confiabilidad de la misma. Este coeficiente (37) se calcula mediante la diferencia entre las frecuencias observadas y las esperadas relativizada respecto al máximo posible de aciertos no atribuibles al azar, que equivale a la diferencia entre el total de puntos simulados y la frecuencia esperada. Así, se define *kappa* (**k**) como el grado de acuerdo una vez corregido el efecto del azar.

$$k = \frac{\sum f_o - \sum f_e}{n - \sum f_e} \quad (37)$$

Donde:

- $\sum f_o$ es la suma de las frecuencias observadas en la diagonal principal
- $\sum f_e$ es la suma de las frecuencias esperadas en la diagonal principal. Cada una de las f_e se calcula como el producto del total de puntos simulados y el total del puntos observados para cada tipo funcional de vegetación, dividido entre el total de puntos de simulación.
- **n** es el número total de puntos de simulación

El valor máximo de **k** es 1, acuerdo perfecto en el que todos los casos caen en la diagonal principal de la matriz de confusión y el resto de celdas están vacías. Cuando **k** es muy elevado, mayor de 0.8, se considera que los desacuerdos son consecuencia de discrepancias marginales. Por convenio se considera que:

- $0.4 < \mathbf{k} > 0.6 \rightarrow$ aceptable
- $0.6 < \mathbf{k} > 0.8 \rightarrow$ bueno
- $0.8 < \mathbf{k} > 1.0 \rightarrow$ excelente

El valor mínimo de **k** es 0, cuando no hay ningún tipo de acuerdo o acierto más allá de lo esperable por azar, sin embargo, en algunos casos puede obtenerse como resultado **k** menor que 0, pero este resultado implica que hay menos acuerdos que los esperables por azar, por lo que en este caso se debe replantear el modelo pues está interpretando mal alguna pauta que se da en la naturaleza.

Aunque se pueden ponderar los errores para el cálculo de *kappa*, lo cual es útil por no considerarse igual de grave que una riparia herbácea se simule como vegetación terrestre a que la confusión sea entre una riparia adulta y una juvenil, se ha considerado más oportuno dar como resultado de la calibración dos valores de *k* a considerar. El primero, *k₄*, se ha calculado para los 4 tipos funcionales de vegetación simulados sin ponderación de errores. El segundo, *k₂*, se ha calculado considerando agrupados como riparios los grupos funcionales de vegetación **RA** (riparias adultas), **RJ** (riparias juveniles) y **RH** (riparias herbáceas) y como segunda categoría **TV** (terrestres).

Existen ciertas limitaciones en el uso de *kappa*, entre las más destacables:

- Los puntos de simulación deben ser independientes
- Las categorías deben ser independientes
- El modelo y la naturaleza operan independientemente

El coeficiente *kappa* no debe utilizarse cuando los tamaños de las celdas diagonales son muy diferentes pues da como resultado un valor menor del que debería. Tampoco es recomendable cuando el número de puntos de simulación es pequeño.

Una aproximación del error estándar de *k* viene dada por:

$$\sigma_x = \frac{\sqrt{\sum f_0 \left(1 - \frac{\sum f_0}{n}\right)}}{n - \sum f_e} \quad (38)$$

Cuando *n* es elevado la distribución de la muestra de *k* se aproximará a la normal por lo que los límites de confianza se pueden establecer como:

- Límite de confianza (95%) = $k \pm 1.96 \cdot \sigma_x$
- Límite de confianza (99%) = $k \pm 2.58 \cdot \sigma_x$

4.1.3.- Selección del tramo de estudio

En la selección del tramo de estudio más adecuado para la calibración del modelo se han tenido en cuenta los siguientes criterios:

- i) presencia de los diferentes tipos funcionales de vegetación, cuyos parámetros se pretende calibrar
- ii) existencia de un elevado número de puntos de simulación con vegetación conocida, con el fin de obtener un valor del coeficiente de confiabilidad *kappa* representativo
- iii) hidrología del cauce no modificada por acción humana.

Aunque se consideró importante seleccionar un tramo sin regulación de caudales, finalmente tuvo que descartarse esta alternativa por no cumplir los demás criterios ninguno de los dos tramos disponibles en régimen natural, Terde del río Mijares y Rabo del Batán del río Cabriel. En ambos tramos se contaba con aproximadamente 100 puntos de simulación con información de suelo y vegetación conocida. Desafortunadamente, en ninguno de los dos tramos existía información relativa a dos de los tipos funcionales de vegetación, **RH** y **RJ**, por lo que fueron descartados para este trabajo.

Entre los tramos regulados, Lorcha del río Serpis y Cirat y Tormo del río Mijares, se seleccionó finalmente el tramo Lorcha por cumplir los dos primeros requisitos y no presentar una regulación de caudales exhaustiva. A pesar de estar sometido a regulación de caudales por el Pantano de Beniarres se ha considerado más oportuno dotar de mayor peso a los otros dos criterios de selección.

Mientras que en los dos tramos con régimen natural de caudales se superan escasamente los 150 puntos de simulación, en Lorcha se dispone de información relativa a 431 puntos. Además, aunque posteriormente han sido facilitados nuevos datos en el tramo Terde del río Serpis que se han utilizado en la validación, Lorcha es el único tramo en el que se disponía de datos de todos los tipos funcionales de vegetación observada cuando se inició el proceso de

calibración del modelo. Así, en este tramo se han observado 70 puntos de **RH**, 5 de RJ, 18 de RA y 125 de TV además de todos los grupos mixtos.

4.1.4.- Proceso de Calibración en Lorcha del Río Serpis

4.1.4.1 Parámetros de vegetación

Tras conocer los resultados de un análisis de sensibilidad previo (Real, 2010) se concluyó que los parámetros de vegetación sobre los que debería centrarse la calibración eran los relacionados con la profundidad de las raíces y con la capacidad de transpiración en diferentes condiciones de saturación (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Parámetros de vegetación frente a los que el modelo RibAV es más sensible.

Parámetros de vegetación principales	
Zr	Profundidad Máxima de Raíces (m)
Ze	Profundidad Efectiva de Raíces (m)
Zsat	Profundidad de Extinción por Saturación (m)
Ri	Factor de Transpiración de la Zona No Saturada ()
Rj	Factor de Transpiración de la Zona Saturada ()

Para dar inicio al proceso de calibración, se partió de la opinión de expertos (Morales, 2010), así como de citas bibliográficas para establecer una hipótesis inicial de los valores aproximados de los parámetros de vegetación (Tabla 4.2).

De un modo iterativo se fueron modificando los parámetros de vegetación, centrando la atención en los parámetros de profundidad de raíces y de factores de transpiración por ser frente a los que el modelo es más sensible.

Tabla 4.2. Hipótesis inicial de los parámetros de vegetación (Morales, 2010)

TIPO FUNCIONAL	PARÁMETRO								
	Z_r	Z_e	Z_{sat}	R_i	R_j	CRT	P_{wp}	P_{crit}	Cov
RH	1.2	0.6	-0.75	0.8	0.6	0.97	1500	95	1
RJ	1.5	0.8	0	0.9	0.35	0.97	1500	95	1
RA	4	0.8	-0.1	0.9	0.35	0.97	1500	95	1
TV	2.2	2	0.3	1	0	0.97	1500	95	1

Se consideraron las variaciones resultantes de las modificaciones en cada paso, a la hora de modificar los parámetros en el paso siguiente.

Finalmente, se matizó la calibración modificando otros parámetros frente a los que el modelo es menos sensible, como la presión para el punto de humedad crítica o la cobertura.

Aunque durante la calibración se realizaron aproximadamente una centena de simulaciones, a continuación sólo se van a mostrar los resultados pertenecientes a los parámetros de vegetación definitivos resultantes de la calibración (Tabla 4.3).

Tabla 4.3. Parámetros de calibración del modelo RibAV.

TIPO FUNCIONAL	PARÁMETRO								
	Z_r	Z_e	Z_{sat}	R_i	R_j	CRT	P_{wp}	P_{crit}	Cov
RH	1.25	0.7	-0.9	0.7	0.9	0.97	1500	500	0.7
RJ	1.3	0.8	-0.3	0.7	0.3	0.97	1500	350	0.7
RA	3.2	0.8	-0.3	0.7	0.3	0.97	1500	125	0.8
TV	1.9	1.6	1.6	1	0	0.97	1500	95	0.8

Fue necesario favorecer a la vegetación herbácea de ribera (**RH**) mediante ligeros incrementos en las profundidades máxima y efectiva de raíces para lograr los

resultados deseados. Del mismo modo, se incrementó la resistencia de este tipo funcional frente a la inundación por encima de la superficie del suelo en 15 cm para favorecer su simulación en las inmediaciones del cauce. Igualmente se incrementó su eficiencia en la transpiración en la zona saturada, compensada con un descenso de la eficiencia en la zona no saturada para evitar que se simularan RH en zonas en las que se observaron RA .

La profundidad máxima de raíces fue reducida para los grupos RJ y RA mientras que su profundidad efectiva de raíces se mantuvo constante respecto a la hipótesis inicial por no haberse observado mejoras al ser modificada ni por exceso ni por defecto. Por el contrario, una Z_{sat} más negativa en ambos casos permitió compensar un exceso de puntos simulados como RH junto al cauce. Se decidió mantener los valores de R_i y R_j iguales para los dos grupos funcionales RJ y RA , por ser las características fisiológicas implicadas en la transpiración, muy similares en ambos casos. Al ser tipos funcionales de vegetación de ribera debe existir una eficiencia en la transpiración desde la zona saturada, aunque esta sea mucho más reducida que en el caso de las RH . Sin embargo, el factor de transpiración en la zona no saturada (R_i) es más elevada que R_j , al igual que ocurría en la hipótesis inicial, por verse perjudicados estos dos tipos funcionales cuando los niveles freáticos son muy elevados durante periodos de tiempo prolongados. Estos dos factores se han reducido ligeramente respecto a los considerados como hipótesis inicial por haberse observado una mejora en los resultados con esta nueva hipótesis.

La simulación de la vegetación terrestre, TV , alcanzó su óptimo al reducir las profundidades de raíces tanto máxima como efectiva, respecto a los valores de partida. Esta profundidad máxima es por definición menor que en el tipo funcional RA , del mismo modo que es mayor la profundidad efectiva. El tipo funcional TV se ve fuertemente perjudicado con elevaciones del nivel freático superiores a la profundidad efectiva de raíces, por este motivo se decidió igualar ambos valores, observándose importantes mejoras en el resultado respecto a la hipótesis inicial y evitando que se simulara TV en puntos típicamente riparios. Se consideró nulo el factor R_j por no ser apenas capaces estas plantas de transpirar desde la zona saturada. Del mismo modo se mantuvo la hipótesis inicial de transpiración

máxima desde la zona no saturada (R_i) por no haberse obtenido mejoras en los resultados al modificar este valor, mejoras que por otra parte no esperaban observarse.

La fracción de cobertura de la vegetación se consideró inicialmente la unidad en los tipos funcionales **RH**, **RA** y **TV** mientras que en el caso de **RJ** se modificó la hipótesis inicial considerando un valor de 0.8 por presentar la vegetación juvenil menor densidad que el resto de tipos funcionales. Sin embargo, finalmente se modificaron las fracciones de cobertura de los diferentes tipos funcionales estableciéndose que con valores menores a la unidad en todos ellos mejoraban ligeramente los resultados.

La conductividad máxima de agua raíz-suelo se ha fijado en $0.97 \text{ mm.MPa}^{-1}\text{h}^{-1}$ para todos los tipos funcionales de vegetación por ser este un valor medio representativo de todos ellos y por no ser el modelo especialmente sensible a la variación de este parámetro (Morales, 2010).

La presión para el punto de humedad crítica se ha fijado en 500 KPa en los tipos funcionales **RH** y **RJ**, 250 KPa en **RA** y 95 KPa en **TV**. Aunque inicialmente se partió de un valor de 95 KPa común a todos los tipos funcionales de vegetación se ha considerado más oportuno establecer presiones del punto de humedad crítica más exigentes para aquellos tipos que engloban especies más freatofitas.

Por el contrario, la presión para el punto de marchitez permanente se ha mantenido en 1500 KPa en todos los casos, tal y como venía especificada en la hipótesis inicial.

4.1.4.2 Resultados de la calibración

Una vez fijados los parámetros y realizada la simulación final de calibración, se obtuvo la matriz de confusión que se muestra a continuación (Tabla 4.4). Se observa como los valores más elevados se han obtenido para la diagonal principal, lo que implica que el modelo no solamente es capaz de simular correctamente las proporciones de los diferentes tipos funcionales de vegetación

presentes en el tramo, sino que además lo hace con una coincidencia espacial altamente satisfactoria.

Tabla 4.4. Matriz de confusión resultante del proceso de calibración del modelo RibAV en Lorcha.

		SIMULADOS									
		RH	RJ	RA	TV	RH+RJ	RH+RA	RJ+RA	RA+TV	Total	
OBSERVADOS	RH	44	0	20	6					70	
	RJ	2	0	3	0					5	
	RA	8	0	10	0					18	
	TV	0	0	12	113					125	
	RH+RJ	9	0	11	0	9				20	
	RH+RA	8	0	9	0		17			17	
	RJ+RA	5	0	25	54			25		84	
	RA+TV	2	0	41	49				90	92	
Total únicas	54	0	45	119	9	17	25	90	431	Tot obs	
Total todas	78	0	131	222					431	Tot sim	

Se han calculado los porcentajes de acierto para cada uno de los tipos funcionales de vegetación, tomando como acierto el número de puntos simulados para cada categoría que corresponde con la categoría observada en la realidad, es decir, el número de puntos que se encuentra en la diagonal principal (Tabla 4.5).

A pesar de no haberse logrado diferenciar totalmente los tipos funcionales riparios **RH** y **RJ**, se considera este resultado excelente por haberse logrado simular más del 55% de los puntos en ambos casos y por no existir en los tramos restantes una predominancia tan marcada de **RH** como sucede en éste. Tras haber realizado varias iteraciones entre las etapas de calibración y de validación del modelo, se concluyó que los parámetros de calibración aquí mostrados, y los resultados obtenidos con ellos, son la mejor solución de compromiso de todas las analizadas y son claramente satisfactorios, incluso en el caso de los grupos mixtos.

Al representar la zonación de la vegetación de ribera simulada (Figura 4.2), no se ha considerado adecuado modificar los resultados de la simulación en aquellos puntos donde se habían observado grupos mixtos de vegetación. Aunque esto habría sido posible a través de los resultados del modelo, por comparación punto a punto, se ha considerado que podría llevar a obtener conclusiones engañosas dado que esta metodología sería únicamente aplicable a simulaciones en las que se partiera de un resultado conocido. El que en este trabajo se haya empleado el modelo para simular cuatro tipos funcionales de vegetación puros e independientes, a partir del valor más elevado de ETindex, no implica que esta sea una limitación del modelo. Sin embargo, la evaluación de la probabilidad de existencia de una mezcla de tipos funcionales de vegetación en cada punto de simulación es una labor nada trivial que ha decidido descartarse en el desarrollo del presente trabajo.

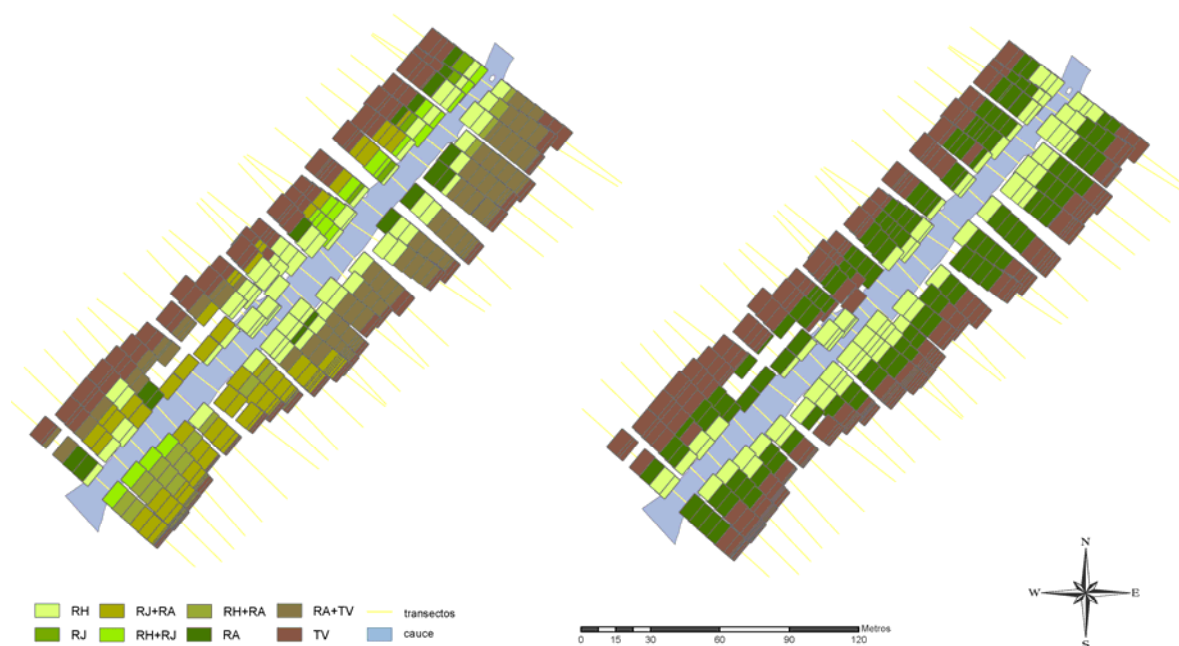


Figura 4.2. Resultados de la calibración del modelo en el tramo Lorcha del Río Serpis: zonación de los tipos funcionales de vegetación. Derecha: Tipos funcionales de vegetación observados; izquierda: Tipos funcionales de vegetación simulados.

Así puede observarse en la zonación (Figura 4.2) como la distribución longitudinal de la vegetación de ribera se simuló con resultados excelentes. La vegetación herbácea de ribera (**RH**) fue simulada en aquellas zonas aledañas al cauce donde

existe este tipo de vegetación, o en su defecto pequeños arbustos de ribera (**RJ**). Paralelamente, un poco más alejadas del cauce, se localizó la vegetación adulta de ribera (**RA**) formada por grandes arbustos y árboles de ribera, que separa la zona típicamente terrestre de la vegetación herbácea. Se observó además que en las áreas donde se había observado vegetación mixta, **RH+RA** y **RA+TV**, los resultados mostraban un reparto equitativo de la zona entre los tipos funcionales implicados. Este hecho confirmó la capacidad del modelo para representar de un modo muy fiable la zonación de la vegetación de ribera.

Aunque los resultados mejoran notablemente al analizar las proporciones globales de los tipos funcionales de vegetación simulados respecto a los observados, dado que este trabajo de investigación se centra en la zonación de la vegetación de ribera, se ha decidido mostrar como complemento a la evaluación de la calidad de los resultados el balance de aciertos de la diagonal principal (Tabla 4.5) en porcentajes, es decir, únicamente el número de aciertos que se han producido espacialmente.

Tabla 4.5. Balance de aciertos en la diagonal principal de la matriz de confusión resultante del proceso de calibración del modelo RibAV en Lorcha.

BALANCE DE ACIERTOS EN LA DIAGONAL PRINCIPAL			
TIPO FUNCIONAL	SIMULADOS	OBSERVADOS	% ACIERTO
RH	44	70	62.86 %
RJ	0	5	0 %
RA	10	18	55.56 %
TV	113	125	90.4 %
RH+RJ	9	20	45 %
RH+RA	17	17	100 %
RJ+RA	25	84	29.76 %
RA+TV	90	92	97.83 %
TOTAL	308	431	71.46 %

Con los resultados obtenidos en la matriz de confusión se han calculado los coeficientes *kappa*, tanto para los 4 tipos funcionales puros, como para el conjunto de tipos riparios en contraste con la vegetación terrestre. Al no corresponder los grupos mixtos a categorías independientes simuladas por el modelo, no ha sido posible incluirlas en dicho cálculo. Este hecho no es

preocupante dado que los resultados obtenidos en el balance de los grupos mixtos son muy buenos y por tanto su consideración mejoraría los valores del coeficiente *kappa*.

- K_2 en Lorcha (límite de confianza 95%) $\rightarrow 0.833 \pm 0.074$
- K_4 en Lorcha (límite de confianza 95%) $\rightarrow 0.604 \pm 0.095$

Como se puede observar a partir de estos valores y de los correspondientes a la tabla de balance de aciertos (Tabla 4.5) la calibración del modelo es de buena a excelente y por tanto nuevamente se han considerado estos resultados plenamente satisfactorios.

4.2.- Validación del modelo

Una vez calibrado el modelo RibAV en el tramo Lorcha del río Serpis, se validó en los tramos de estudio restantes. La validación se realizó mediante simulaciones con los parámetros de vegetación previamente definidos en el apartado anterior.

Como se puede observar en los resultados de validación en los tramos de estudio propuestos, uno de los principales problemas que han surgido es la ausencia de algunos tipos funcionales de vegetación. En todos los casos se ha producido una descompensación del grupo **RH**, que se ha simulado en puntos donde la vegetación observada correspondía a **RA**. Como se avanzaba en el apartado de calibración del modelo, este hecho se ha producido como consecuencia de la gran diferencia en la cantidad de puntos observados de uno y otro tipo. Mientras que en el tramo Locha, empleado en la calibración del modelo, existían 70 puntos de herbáceas de ribera (**RH**) observadas y tan solo 18 puntos de árboles y grandes arbustos de ribera (**RA**), estas proporciones varían sustancialmente en los tramos restantes. Sería por tanto recomendable en futuros trabajos recalibrar el modelo tomando un número similar de puntos de simulación de cada una de las categorías, lo cual no es posible en este trabajo por no disponerse de suficientes puntos de simulación de cada tipo para realizar la calibración rigurosamente de la forma propuesta.

Se han diferenciado dos apartados para comprobar si el régimen de caudales afecta a los resultados del modelo. Así, se han separado los tramos en dos bloques. El primero corresponde a los tramos que se encuentran en régimen natural de caudales, Terde y Rabo del Batán, que se encuentran en dos ríos diferentes, el río Mijares y el río Gabriel respectivamente. El segundo agrupa los tramos Tormo y Cirat del río Mijares, ambos con régimen alterado de caudales y con diferentes usos del suelo, forestal y agrícola respectivamente.

4.2.1.- Validación en los tramos con régimen natural de caudales: Terde y Rabo del Batán

4.2.1.1 Validación en el tramo Terde del Río Mijares

Para la validación en este tramo se contó con 165 puntos de simulación, con vegetación y suelo conocidos. Con la matriz de confusión (Tabla 4.6) pudo comprobarse la robustez del modelo, especialmente en la diferenciación entre vegetación riparia y vegetación terrestre.

De los 78 puntos de simulación en los que se había observado vegetación terrestre (**TV**), 68 puntos se simularon correctamente. Además los errores no fueron descabellados por haberse simulado la mayoría como árboles o grandes arbustos de ribera (**RA**), grupo con el que la vegetación terrestre se encuentra mezclada frecuentemente. Tan solo un punto aislado de vegetación terrestre se simuló como vegetación riparia herbácea. Este punto es apenas imperceptible en las inmediaciones del cauce en la margen derecha del transecto 10. (Figura 4.3) y se encuentra muy cerca de una gran zona herbácea.

Tabla 4.6. Matriz de confusión resultante del proceso de validación del modelo RibAV en Terde.

		SIMULADOS									
		RH	RJ	RA	TV	RH+RJ	RH+RA	RJ+RA	RA+TV	Total	
OBSERVADOS	RH	7	0	2	0					9	
	RJ	4	0	2	0					6	
	RA	12	0	15	3					30	
	TV	1	0	9	68					78	
	RH+RJ	9	0	0	0	9				9	
	RH+RA	21	0	1	1		22			23	
	RJ+RA	4	0	0	0			0		4	
	RA+TV	1	0	1	4				5	6	
Total únicas	24	0	28	71	9	17	25	90	165	Tot obs	
Total todas	59	0	30	76					165	Tot sim	

La zonación (Figura 4.3) de los tipos funcionales de vegetación sigue nuevamente como la distribución longitudinal de la vegetación observada en las riberas de este tramo. La vegetación terrestre se simula correctamente en la mayoría de los casos, en las zonas más alejadas del cauce. Al igual que ocurría en el tramo de calibración, la vegetación herbácea de ribera (**RH**) se simuló en aquellas zonas contiguas al cauce aunque se simuló más veces de las deseadas, mayoritariamente en puntos correspondientes a la vegetación adulta de ribera (**RA**). Sin embargo el 50% de los puntos correspondientes a **RA** se simularon en los puntos esperados y los errores fueron comprensibles dada la cercanía de estos puntos a los límites del cauce, como puede observarse por ejemplo en los transectos 4-12. Se observó además que las áreas donde se había observado vegetación mixta, **RH+RJ** y **RH+RA**, se simularon exitosamente aunque con una mayor tendencia a simular **RH** que los otros tipos funcionales implicados. Aunque el modelo simula un exceso de **RH**, desde un punto de vista global del tramo, y sin tener en cuenta la posición espacial, se simularon un 93% de puntos **RA** respecto al total de puntos observados de este tipo, y un 91% de puntos **TV**.

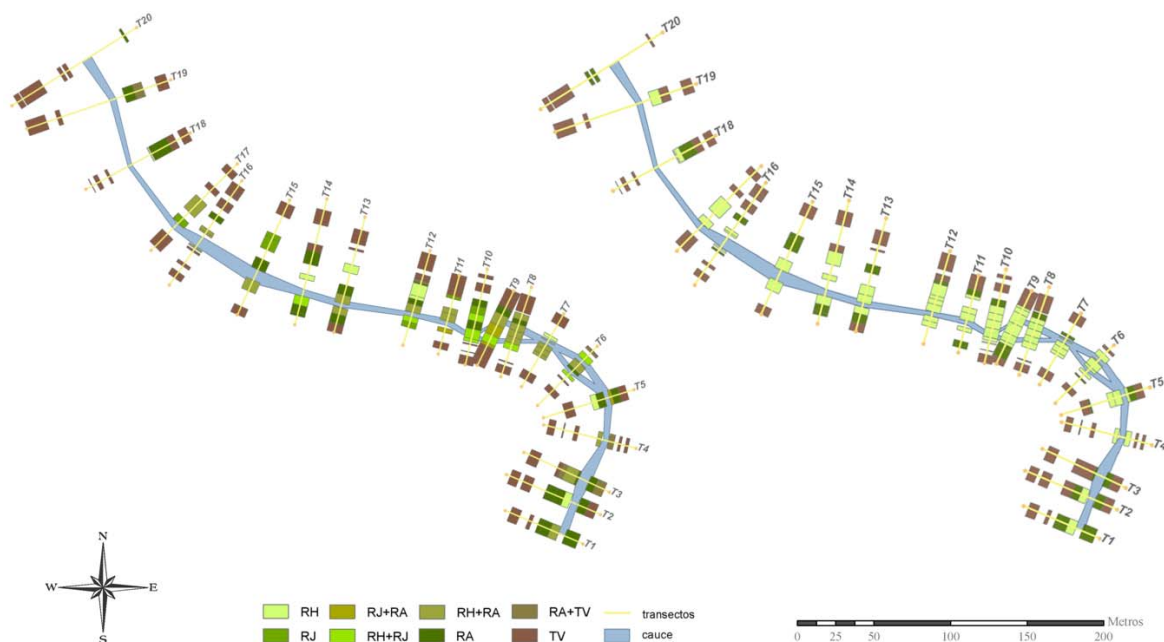


Figura 4.3. Resultados de la validación del modelo en el tramo Terde del Río Mijares: zonación de los tipos funcionales de vegetación. Derecha: Tipos funcionales de vegetación observados; izquierda: Tipos funcionales de vegetación simulados.

Aunque espacialmente el grupo **RA** no se simuló correctamente en su totalidad si se observó la zonación característica del tramo, simulándose entre la vegetación herbácea de ribera y la vegetación terrestre.

Tabla 4.7. Balance de aciertos en la diagonal principal de la matriz de confusión resultante del proceso de validación del modelo RibAV en Terde.

BALANCE DE ACIERTOS EN LA DIAGONAL PRINCIPAL			
TIPO FUNCIONAL	SIMULADOS	OBSERVADOS	% ACIERTO
RH	7	9	77.78 %
RJ	0	6	0 %
RA	15	30	50 %
TV	68	78	87.18 %
RH+RJ	9	9	100 %
RH+RA	22	23	95.65 %
RJ+RA	0	4	0 %
RA+TV	5	6	83.33 %
TOTAL	126	165	76.36 %

Al realizar el balance del total de grupos riparios (Tabla 4.7), se pudo comprobar que los resultados eran nuevamente muy satisfactorios.

Se calculó el coeficiente *kappa* como comprobación previa a la validación del modelo en este tramo.

- K_2 en Terde (límite de confianza 95%) $\rightarrow 0.780 \pm 0.113$
- K_4 en Terde (límite de confianza 95%) $\rightarrow 0.524 \pm 0.139$

Estos resultados demostraron que el modelo es perfectamente aplicable en este tramo sin necesidad de una nueva calibración, evidenciaron la robustez del modelo y permitieron que se diera por validado el modelo en el tramo Terde del Río Mijares.

4.2.1.2 Validación en el tramo Rabo del Batán del Río Cabriel

Seguidamente se realizó la simulación correspondiente a la validación del tramo Rabo del Batán del Río Cabriel. En este tramo se contó con 155 puntos de simulación, con vegetación y suelo conocidos.

En los trabajos de campo previos de este tramo únicamente se había recogido información relativa a los puntos en los que existían árboles o grandes arbustos de ribera (**RA**) y vegetación terrestre (**TV**). Por este motivo no estuvo disponible ningún punto de simulación con vegetación observada **RJ** y **RH**, ni de ninguno de los grupos mixtos que los contienen, para la validación del modelo.

Este hecho impidió tomar como referencia válida de la validación el coeficiente *kappa* para los cuatro tipos funcionales independientemente (K_4) y, por tanto, se consideró representativo únicamente el coeficiente *kappa* calculado para las dos categorías definidas en el apartado de calibración: vegetación riparia y vegetación terrestre.

Los resultados mostraron mayores deficiencias que en el tramo anterior, sobre todo a la hora de simular correctamente la vegetación terrestre. Como se puede observar en la matriz de confusión (Tabla 4.8) más de la mitad de los puntos de vegetación terrestre (**TV**) observada se simularon como vegetación de ribera.

Tabla 4.8. Matriz de confusión resultante del proceso de validación del modelo RibAV en Rabo del Batán.

		SIMULADOS						
		RH	RJ	RA	TV	RA+TV	Total	
OBSERVADOS	RA	67	0	18	9		94	
	TV	6	0	14	11		31	
	RA+TV	13	0	11	6	17	30	
Total únicas		73	0	32	20	17	155	Tot obs
Total todas		86	0	43	26		155	Tot sim

Al igual que en el caso anterior, la mayoría de los errores se produjeron por confusión entre **RA** y **TV** (Figura 4.4).

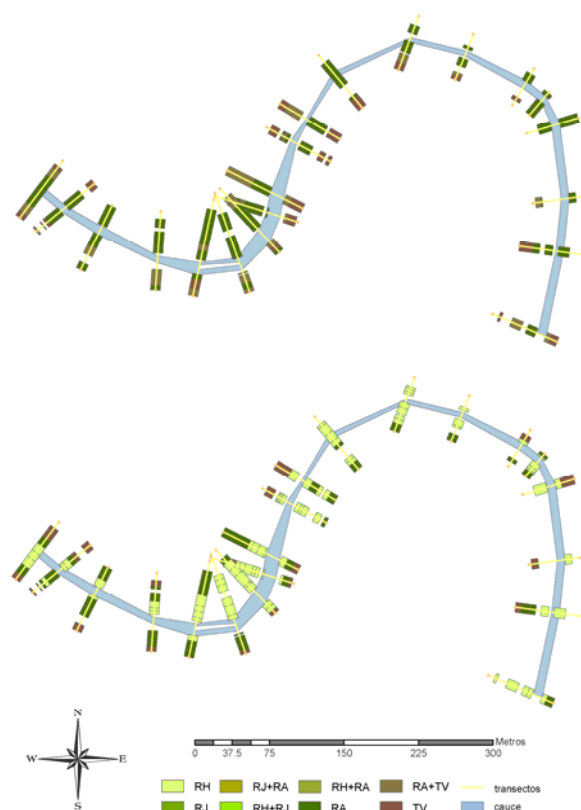


Figura 4.4. Resultados de la validación del modelo en el tramo Rabo del Batán del Río Cabriel: zonación de los tipos funcionales de vegetación. Superior: Tipos funcionales de vegetación observados; inferior: Tipos funcionales de vegetación simulados.

Sin embargo, en este caso una gran parte de los puntos **RA** se simularon como herbáceas de ribera (**RH**) lo que habría perjudicado el cálculo del coeficiente *kappa* para los diferentes tipos funcionales. A pesar de este hecho, y dado que en el muestreo no se tuvo en cuenta la vegetación herbácea, no se descarta la posibilidad de que en los puntos donde se ha simulado este tipo funcional de vegetación (**RH**) hubiera en realidad vegetación mixta de **RA+RH**.

En cualquier caso, los resultados del balance de aciertos (Tabla 4.9) no han tenido en cuenta esta hipótesis y se han situado en el escenario más pesimista de fallo en la simulación por parte del modelo, obteniendo aproximadamente un 20% de acierto para el grupo **RA**. A modo de información complementaria se ha incluido el balance para el conjunto de vegetación de ribera, observándose una mejora sustancial de los resultados.

Tabla 4.9. Balance de aciertos en la diagonal principal de la matriz de confusión resultante del proceso de validación del modelo RibAV en Rabo del Batán.

BALANCE DE ACIERTOS EN LA DIAGONAL PRINCIPAL			
TIPO FUNCIONAL	SIMULADOS	OBSERVADOS	% ACIERTO
RA	18	94	19.15 %
TV	11	31	35.48 %
RA+TV	17	30	56.67 %
RIPARIO	85	94	90.43 %
TOTAL 4 tipos funcionales	46	155	29.68 %
TOTAL RIPARIO vs. TERRESTRE	113	155	72.90 %

El cálculo del coeficiente *kappa* evidencia que la validación del modelo ofrece un buen resultado en la diferenciación entre vegetación de ribera y terrestre.

- K_2 en Rabo del Batán (límite de confianza 95%) $\rightarrow 0.642 \pm 0.114$

Por este motivo se decidió dar por válido el modelo en la diferenciación de estos dos grupos de vegetación.

4.2.2.- Validación en los tramos con régimen alterado de caudales: Tormo y Cirat

4.2.2.1 Validación en el tramo Tormo del Río Mijares

Para la validación en el tramo Tormo se contó con 49 puntos de simulación, con vegetación y suelo conocidos. No existía para este tramo vegetación terrestre (*TV*) observada en los datos de campo de los que se disponía. Este hecho ha impedido que se pudiera calcular el coeficiente *kappa* en la diferenciación entre vegetación de ribera y terrestre, por no existir una de las dos categorías. Además la categoría *RJ* tampoco estaba presente en el tramo y, al no existir dos de las cuatro categorías simuladas, el coeficiente *kappa* para los cuatro tipos funcionales no es en absoluto representativo.

A la hora de descartar este coeficiente en la validación de este tramo de estudio, se tuvo en cuenta también el número de puntos de simulación. Mientras que en los casos anteriores se contaba con más de 150 puntos en cada uno de los tramos, en Tormo no se alcanzan los 50. Revisando las recomendaciones para el uso del coeficiente *kappa* se comprobó que no es recomendable su empleo bajo estas condiciones. Por estos motivos se ha empleado la matriz de confusión (Tabla 4.10) como única referencia para decidir si se considera validado o no el modelo en este tramo.

Tabla 4.10. Matriz de confusión resultante del proceso de validación del modelo RibAV en Tormo.

		SIMULADOS							
		RH	RJ	RA	TV	RH+RJ	RH+RA	Total	
OBSERVADOS	RH	4	0	0	0			4	
	RA	20	0	7	6			33	
	RH+RJ	1	0	0	0	1		1	
	RH+RA	10	0	1	0		11	11	
Total únicas		24	0	7	6	1	11	49	Tot obs
Total todas		35	0	8	6	1	11	49	Tot sim

Mientras que el modelo simula espacialmente a la perfección el resto de categorías, es el tipo funcional **RA** el que plantea mayores problemas (Figura 4.5).

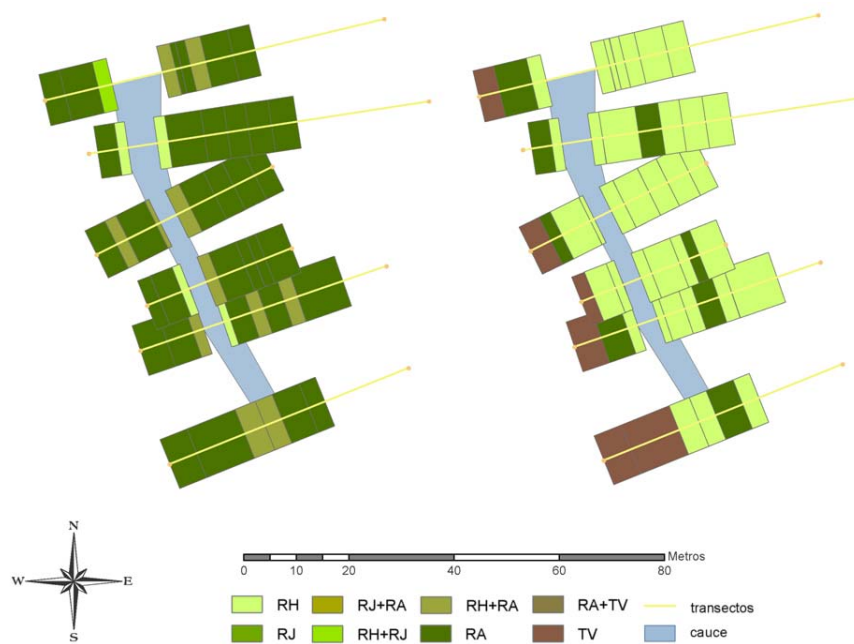


Figura 4.5. Resultados de la validación del modelo en el tramo Tormo del Río Mijares: zonación de los tipos funcionales de vegetación. Derecha: Tipos funcionales de vegetación observados; izquierda: Tipos funcionales de vegetación simulados.

Como se comentó anteriormente, es posible que se hubiera descompensado el modelo en la calibración a favor de **RH**, como consecuencia de la gran abundancia de puntos de simulación con vegetación herbácea en el tramo Lorcha.

En cualquier caso, se observó como algunos puntos **RA** se simulaban como **TV**, en la margen derecha del cauce. Esta confusión pudo producirse a consecuencia de la incorporación del efecto de los riegos en la serie de precipitación diaria.

Otra fuente de error posible es la no extremada fiabilidad de las curvas de gasto asociadas al tramo. Tal y como se nos indicó a la hora de recibir los datos correspondientes a estas curvas de gasto, a pesar del rigor con el que la simulación hidráulica fue realizada, la morfología del cauce en esta zona es una importante fuente de error a la hora de obtener resultados fiables.

A pesar de ello, y dado que los errores en la simulación de **RA** se han producido mayoritariamente por confusión con otro tipo funcional ripario (Figura 4.5), que los puntos simulados como vegetación terrestre son escasos (Tabla 4.10), y que los resultados del balance son en general buenos (Tabla 4.11), se ha decidido considerar el modelo validado en este tramo, aunque se estableció la necesidad de extremar las precauciones a la hora de extraer conclusiones mediante la simulación de escenarios.

Tabla 4.11. Balance de aciertos en la diagonal principal de la matriz de confusión resultante del proceso de validación del modelo RibAV en Tormo.

BALANCE DE ACIERTOS EN LA DIAGONAL PRINCIPAL			
TIPO FUNCIONAL	SIMULADOS	OBSERVADOS	% ACIERTO
RH	4	4	100 %
RA	7	33	21.21 %
RH+RJ	1	1	100 %
RH+RA	11	11	100 %
TOTAL	23	49	49.94 %

4.2.2.2 Validación en el tramo Cirat del Río Mijares

En este tramo se contó con 34 puntos de simulación, con vegetación y suelo conocidos. Al igual que en el tramo anterior el número de puntos de simulación es muy reducido y tan solo se han observado los tipos funcionales de vegetación riparia, no habiéndose observado **TV**.

Por estos motivos nuevamente se ha descartado el coeficiente de acuerdo, *kappa*, y se ha empleado únicamente la matriz de confusión (Tabla 4.12) y el balance (Tabla 4.13) como referencia para decidir si se valida o no el modelo en este tramo.

Tabla 4.12. Matriz de confusión resultante del proceso de validación del modelo RibAV en Cirat.

		SIMULADOS								
		RH	RJ	RA	TV	RH+RJ	RH+RA	RJ+RA	Total	
OBSERVADOS	RH	1	0	0	5				6	
	RJ	1	0	1	2				4	
	RA	2	0	0	5				7	
	RH+RJ	0	0	2	2	0			4	
	RH+RA	5	0	2	3		7		10	
	RJ+RA	0	0	1	2			1	3	
Total únicas	4	0	1	12	0	7	1	34	Tot obs	
Total todas	9	0	6	19				34	Tot sim	

Los resultados mostraron un elevado grado de desacuerdo respecto a los tipos funcionales de vegetación real observados (Figura 4.6). Dado que este tramo se encontraba bajo una presión agrícola importante, además de una fuerte regulación de caudales, se trató de integrar el efecto de los riegos sobre la humedad del suelo a través del *input* de precipitación, como se ha descrito anteriormente. Este hecho favoreció, como consecuencia de la mayor eficiencia de transpiración en la zona no saturada, que la vegetación terrestre se viera favorecida y por ese motivo se simula en los puntos típicamente riparios.

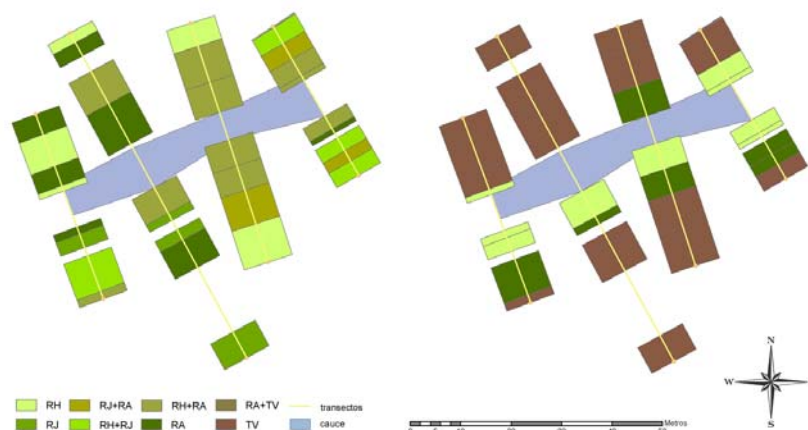


Figura 4.6. Resultados de la validación del modelo en el tramo Cirat del Río Mijares: zonación de los tipos funcionales de vegetación. Derecha: Tipos funcionales de vegetación observados; izquierda: Tipos funcionales de vegetación simulados.

A pesar de ser también en este tramo una posible fuente de error la escasa fiabilidad de las curvas de gasto asociadas al tramo, es con toda seguridad el efecto de los riegos el que ha provocado que los resultados sean de mala calidad. El modelo RibAV considera el nivel freático horizontal en las riberas del cauce. Sin embargo, los riegos que tienen lugar en esta zona son capaces de elevar el nivel freático en algunos puntos, motivo por el cual se observa vegetación herbácea en las zonas más alejadas del cauce en los transectos 1 y 4 (Figura 4.6), los que están situados en el punto inicial y final del tramo de estudio.

Debido a que los riegos no se han conseguido simular correctamente, a los malos resultados obtenidos (Tabla 4.13) y al escaso número de puntos de simulación representativos de los que se disponía en el mismo, no se puede considerar validado el modelo en este tramo y por tanto se ha descartado en los análisis posteriores.

Tabla 4.13. Balance de aciertos en la diagonal principal de la matriz de confusión resultante del proceso de validación del modelo RibAV en Cirat.

BALANCE DE ACIERTOS EN LA DIAGONAL PRINCIPAL			
TIPO FUNCIONAL	SIMULADOS	OBSERVADOS	% ACIERTO
RH	1	6	16.67 %
RJ	0	4	0.00 %
RA	0	7	0.00 %
RH+RJ	0	4	0.00 %
RH+RA	7	10	70 %
RJ+RA	1	3	33.33 %
TOTAL	9	34	26.46 %

**ANÁLISIS DE AFECCIONES
ANTRÓPICAS DIRECTAS SOBRE LA
ZONACIÓN DE LA VEGETACIÓN DE
RIBERA**

5.- ANÁLISIS DE AFECCIONES ANTRÓPICAS DIRECTAS SOBRE LA ZONACIÓN DE LA VEGETACIÓN DE RIBERA

5.1.- Modificaciones en el régimen de caudales

El diseño de las infraestructuras hidráulicas se ha realizado tradicionalmente de acuerdo a la información existente de los caudales en los ríos, el tipo y frecuencia tanto de las inundaciones esperadas como de las sequías. La Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE) justifica que se considere oportuno evaluar el efecto de dichas infraestructuras sobre la vegetación riparia, dado que en ella se establece que la Unión Europea debe organizar la gestión de todas las aguas, entre ellas las aguas superficiales, con diversos fines entre los que se encuentran mejorar la situación de los ecosistemas acuáticos y paliar los efectos de las inundaciones y de las sequías.

Existen diversas posibilidades en el planteamiento de diferentes escenarios de régimen de caudales en los tramos de estudio.

El caso más sencillo es la evaluación del efecto de una regulación existente sobre la zonación de la vegetación de ribera. Este efecto puede evaluarse por comparación de los resultados de la simulación con el régimen actual de caudales, con los resultantes de la simulación en régimen natural teórico.

Sin embargo, es posible abarcar muchas más posibilidades en tramos con régimen natural de caudales y afectando las series de aportaciones con escenarios hipotéticos de modificación del régimen.

Surgen dos grandes bloques iniciales de escenarios: los escenarios de regulación y los escenarios de detracción de caudales, considerando en este último una ligera restricción ambiental. En tercer lugar un último bloque de escenarios en el que se propone analizar la capacidad del modelo para la evaluación de los caudales mínimos necesarios para preservar la calidad de la vegetación de ribera.

5.1.1.- Escenarios de regulación de caudales

Los escenarios de regulación de caudales analizados en el presente trabajo se han centrado en la regulación mediante presas. En todos ellos se ha considerado la estructura del esquema mostrado a continuación (Figura 5.1), que consiste en unas entradas al sistema (I) equivalentes a la serie histórica de caudales diarios en régimen natural, un volumen de embalse (V) específico para cada escenario, las salidas del embalse (S) que equivalen a los caudales regulados a los que se va a ver sometido el tramo, y una demanda (D) aguas abajo del mismo que va a condicionar los caudales de salida del embalse.

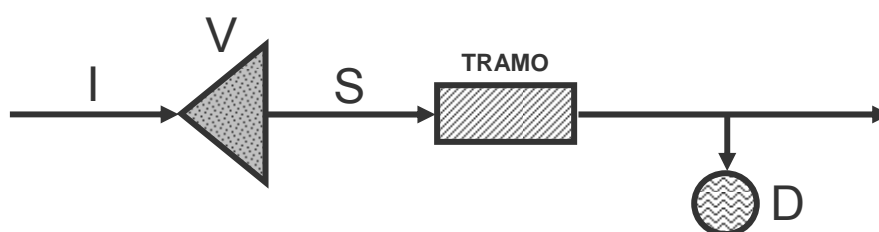


Figura 5.1. Esquema correspondiente a los escenarios de regulación propuestos.

La regulación en cada escenario viene determinada por la combinación de:

- i) diferentes capacidades de embalse, abarcando volúmenes del 20, 40, 60, 80 y 100% de la aportación anual media al tramo de estudio;

- ii) diferentes caudales demandados, considerando entre el 10 y el 100% de la aportación media de toda la serie de datos de caudal disponible para el tramo correspondiente;
- iii) diferentes estacionalidades de demanda, analizando la demanda hidroeléctrica que se considera constante a lo largo del año, diferentes demandas urbanas con incrementos variables durante el periodo estival y diferentes demandas agrícolas con variabilidad mensual y estacionalidades diferentes en función del tipo de cultivo (alfalfa, trigo, maíz, cebolla y viña).

5.1.1.1 Capacidades de embalse

La aportación anual media en el tramo Terde del río Mijares es de 27.026 Hm³ en el periodo en el que se dispone de caudales históricos (01/07/1946 – 30/11/2009). Partiendo de este dato se han considerado las siguientes capacidades de embalse:

Tabla 5.1. Diferentes capacidades de embalse consideradas en el análisis de escenarios del tramo Terde del río Mijares.

Volúmenes de presa del el análisis de escenarios (Hm3)	
V20%	5.405
V40%	10.810
V60%	16.216
V80%	21.621
V100%	27.026

5.1.1.2 Caudales de demanda

Se han analizado diferentes demandas con el objetivo de seleccionar aquellos escenarios más representativos para evaluar el comportamiento del modelo RibAV.

Las demandas planteadas tratan de recoger un abanico de posibilidades en los que se combina la variabilidad en los caudales demandados y las diferentes estacionalidades de los mismos. Para analizar la variabilidad en los caudales

demandados se han planteado diferentes fracciones del caudal medio de toda la serie, siendo 0.864 m³/s en el tramo Terde del río Mijares. De este modo, los escenarios de demanda planteados a priori son los siguientes:

Tabla 5.2. Diferentes caudales demandados considerados en el análisis de escenarios de los tramos Terde del río Mijares.

Caudales demandados (m³/s)	
% del caudal medio	Terde
Q10%	0.086
Q20%	0.173
Q30%	0.259
Q40%	0.346
Q50%	0.432
Q60%	0.518
Q70%	0.605
Q80%	0.691
Q90%	0.778
Q100%	0.864

Finalmente y en base al análisis de los escenarios de demanda explicados a continuación se ha decidido seleccionar los escenarios Q_{20%}, Q_{50%}, Q_{80%} y Q_{100%} como los más representativos para analizar el comportamiento del modelo en la simulación de la zonación de la vegetación de ribera

5.1.1.3 Estacionalidades de demanda

La estacionalidad de la demanda se ha analizado en base a tres de los usos mayoritarios en el entorno de la Confederación Hidrográfica del Júcar: agrícola, urbano e hidroeléctrico.

Demandas hidroeléctricas

La demanda hidroeléctrica de recursos hídricos aquí planteada se caracteriza por ser constante a lo largo del año y por estar asociada a una central ficticia de pie de presa, sin derivación. Los distintos escenarios de caudales de este bloque estarán condicionados al volumen de presa y el caudal demandado en cada caso.

Para realizar la selección de escenarios se ha analizado en profundidad el caso del tramo Terde del río Mijares. Así, las demandas analizadas para cada uno de los escenarios de capacidad de presa son las que se muestran a continuación (Tabla 5.3 y Figura 5.2)).

Tabla 5.3. Diferentes escenarios de demanda hidroeléctrica en el tramo Terde del río Mijares.

DEMANDAS HIDROELÉCTRICAS									
Q _{10%}	Q _{20%}	Q _{30%}	Q _{40%}	Q _{50%}	Q _{60%}	Q _{70%}	Q _{80%}	Q _{90%}	Q _{100%}
0.0864	0.1728	0.2592	0.3456	0.432	0.5184	0.6048	0.6912	0.7776	0.864

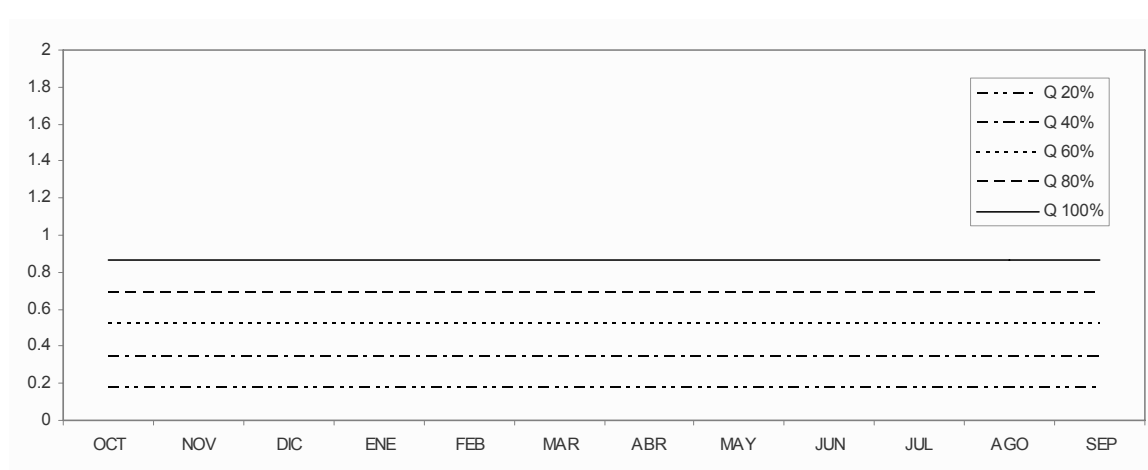


Figura 5.2. Escenarios de demanda hidroeléctrica en el tramo Terde del río Mijares.

Se observa que cuando las demandas son muy pequeñas el efecto de la regulación en los valores medios no es representativo porque el sistema se satura (Figura 5.3). Los coeficientes de variación son muy elevados dada la variabilidad de los datos a lo largo de las series cuando las demandas son inferiores al 50 % del caudal medio de toda la serie y no se observan diferencias entre los diferentes volúmenes de embalse analizados.

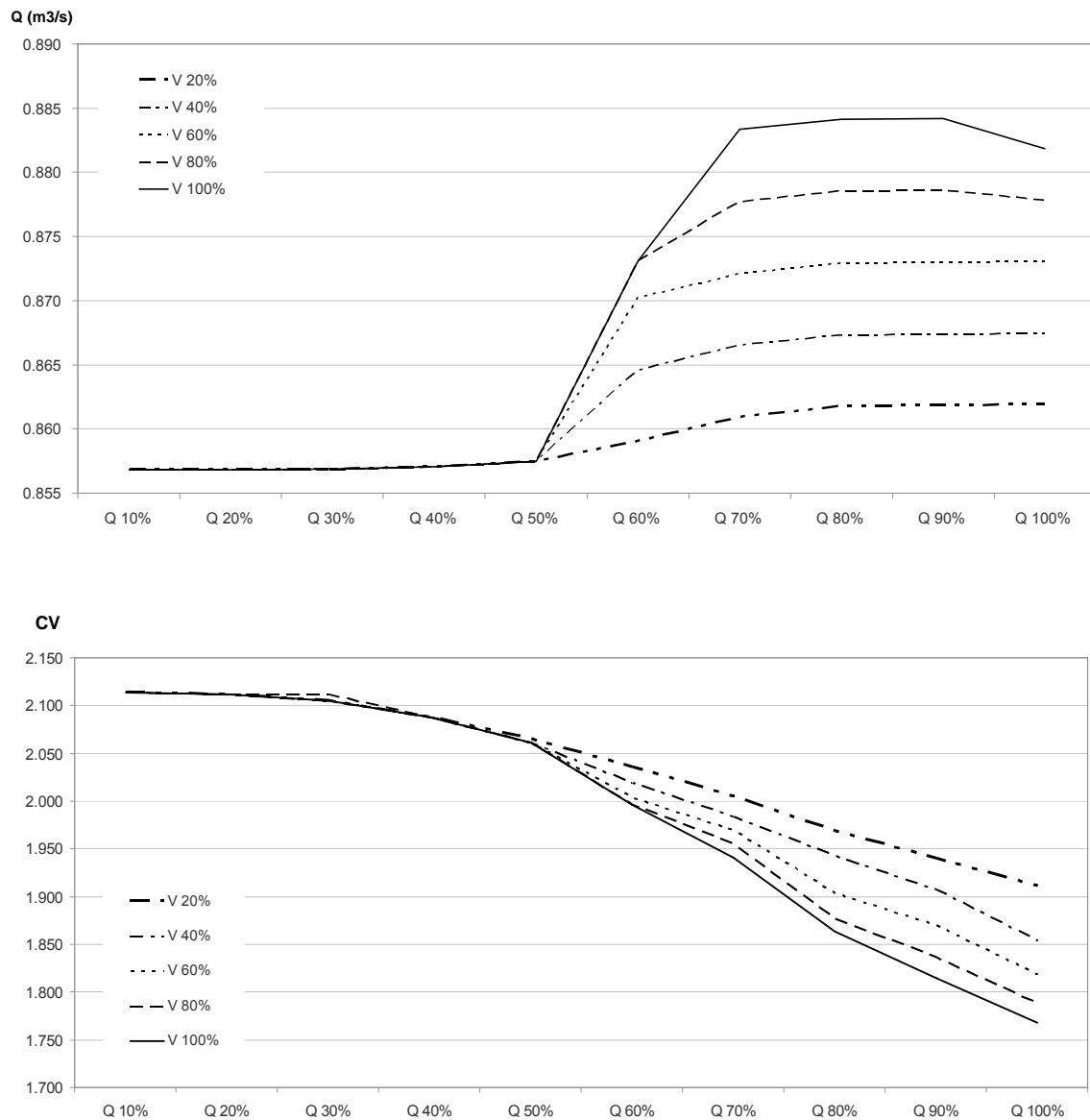


Figura 5.3. Caudales medios y coeficientes de variación correspondientes a las series de aportaciones de los diferentes escenarios de demanda hidroeléctrica en el tramo Terde del río Mijares en diferentes capacidades de embalse.

Por este motivo se ha decidido seleccionar los escenarios $Q_{20\%}$, $Q_{50\%}$, $Q_{80\%}$ y $Q_{100\%}$ como los más representativos para simular las variaciones de la zonación de la vegetación de ribera. Estos caudales constantes de demanda se analizarán en combinación con los diferentes volúmenes de embalse propuestos $V_{20\%}$, $V_{40\%}$, $V_{60\%}$, $V_{80\%}$ y $V_{100\%}$.

Demandas urbanas

La demanda urbana de recursos hídricos se caracteriza por presentar una fuerte estacionalidad estival en zonas tradicionalmente turísticas. En los últimos años el turismo rural ha ido ganando peso en nuestra sociedad y esto provoca que sea difícil establecer una estacionalidad tipo de la demanda urbana en zonas de montaña. Se han analizado por tanto diferentes variaciones de la demanda durante los meses estivales (Tabla 5.4 y Figura 5.4), entre junio y septiembre, en combinación con diferentes caudales medios anuales demandados (Figura 5.5) y diferentes capacidades de embalse.

Tabla 5.4. Diferentes escenarios de demanda urbana, con incrementos estivales entre el 5% y el 100%, en el tramo Terde del río Mijares.

DEMANDAS URBANAS (+5% JN-SP)										
MES	Q_{10%}	Q_{20%}	Q_{30%}	Q_{40%}	Q_{50%}	Q_{60%}	Q_{70%}	Q_{80%}	Q_{90%}	Q_{100%}
OCT - MAY	0.085	0.170	0.255	0.340	0.425	0.510	0.595	0.680	0.765	0.850
JUN - SEP	0.089	0.178	0.268	0.357	0.446	0.535	0.625	0.714	0.803	0.892
PROMEDIO	0.086	0.173	0.259	0.346	0.432	0.518	0.605	0.691	0.778	0.864

DEMANDAS URBANAS (+25% JN-SP)										
MES	Q_{10%}	Q_{20%}	Q_{30%}	Q_{40%}	Q_{50%}	Q_{60%}	Q_{70%}	Q_{80%}	Q_{90%}	Q_{100%}
OCT - MAY	0.080	0.160	0.239	0.319	0.399	0.479	0.558	0.638	0.718	0.798
JUN - SEP	0.100	0.199	0.299	0.399	0.498	0.598	0.698	0.798	0.897	0.997
PROMEDIO	0.086	0.173	0.259	0.346	0.432	0.518	0.605	0.691	0.778	0.864

DEMANDAS URBANAS (+50% JN-SP)										
MES	Q_{10%}	Q_{20%}	Q_{30%}	Q_{40%}	Q_{50%}	Q_{60%}	Q_{70%}	Q_{80%}	Q_{90%}	Q_{100%}
OCT - MAY	0.074	0.148	0.222	0.296	0.370	0.444	0.518	0.592	0.667	0.741
JUN - SEP	0.111	0.222	0.333	0.444	0.555	0.667	0.778	0.889	1.000	1.111
PROMEDIO	0.086	0.173	0.259	0.346	0.432	0.518	0.605	0.691	0.778	0.864

DEMANDAS URBANAS (+75% JN-SP)										
MES	Q_{10%}	Q_{20%}	Q_{30%}	Q_{40%}	Q_{50%}	Q_{60%}	Q_{70%}	Q_{80%}	Q_{90%}	Q_{100%}
OCT - MAY	0.069	0.138	0.207	0.276	0.346	0.415	0.484	0.553	0.622	0.691
JUN - SEP	0.121	0.242	0.363	0.484	0.605	0.726	0.847	0.968	1.089	1.210
PROMEDIO	0.086	0.173	0.259	0.346	0.432	0.518	0.605	0.691	0.778	0.864

DEMANDAS URBANAS (+100% JN-SP)										
MES	Q_{10%}	Q_{20%}	Q_{30%}	Q_{40%}	Q_{50%}	Q_{60%}	Q_{70%}	Q_{80%}	Q_{90%}	Q_{100%}
OCT - MAY	0.065	0.130	0.194	0.259	0.324	0.389	0.454	0.518	0.583	0.648
JUN - SEP	0.130	0.259	0.389	0.518	0.648	0.778	0.907	1.037	1.166	1.296
PROMEDIO	0.086	0.173	0.259	0.346	0.432	0.518	0.605	0.691	0.778	0.864

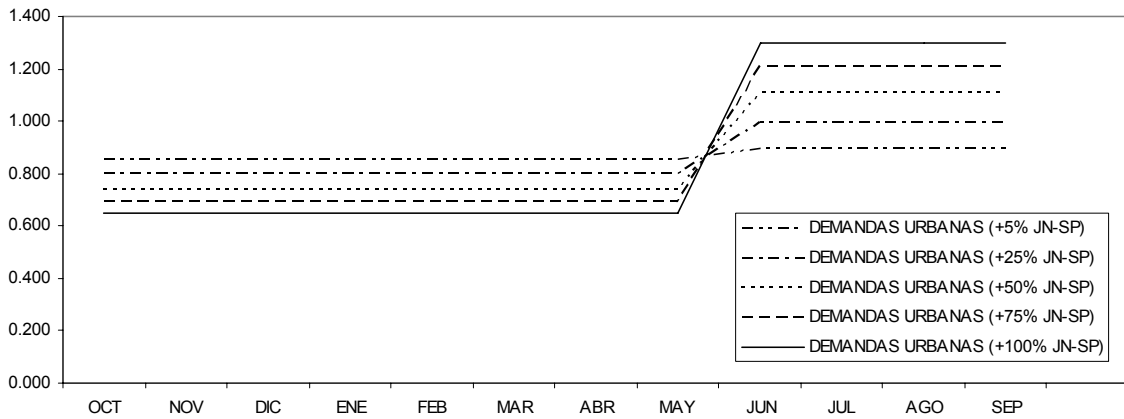


Figura 5.4. Escenarios de estacionalidad de la demanda urbana. Se han representado únicamente los escenarios con caudal correspondiente al 100% de la aportación media (Q100%) para cada grupo de escenarios.

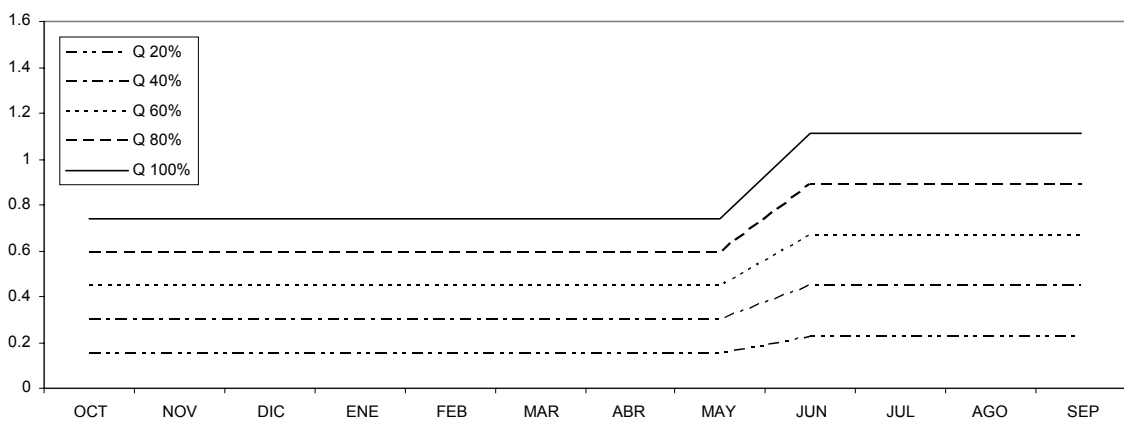


Figura 5.5. Escenarios de caudal de demanda urbana con estacionalidad correspondiente a un incremento del 50% de la demanda en los meses estivales.

Al representar los valores medios y los coeficientes de variación correspondientes a las series de caudales de estos conjuntos de escenarios (Figura 5.6) se observa que no existen diferencias apreciables respecto a lo comentado en el grupo de escenarios correspondientes a la demanda hidroeléctrica. Dado que se ha forzado el valor medio anual en cada uno de los escenarios de caudal demandado era de esperar que los valores medios globales de toda la serie no variaran sustancialmente. Por el contrario, el hecho de que los coeficientes de variación se mantengan hace sospechar que este estadístico es más sensible a la variación del volumen de embalse que a la estacionalidad de la demanda.

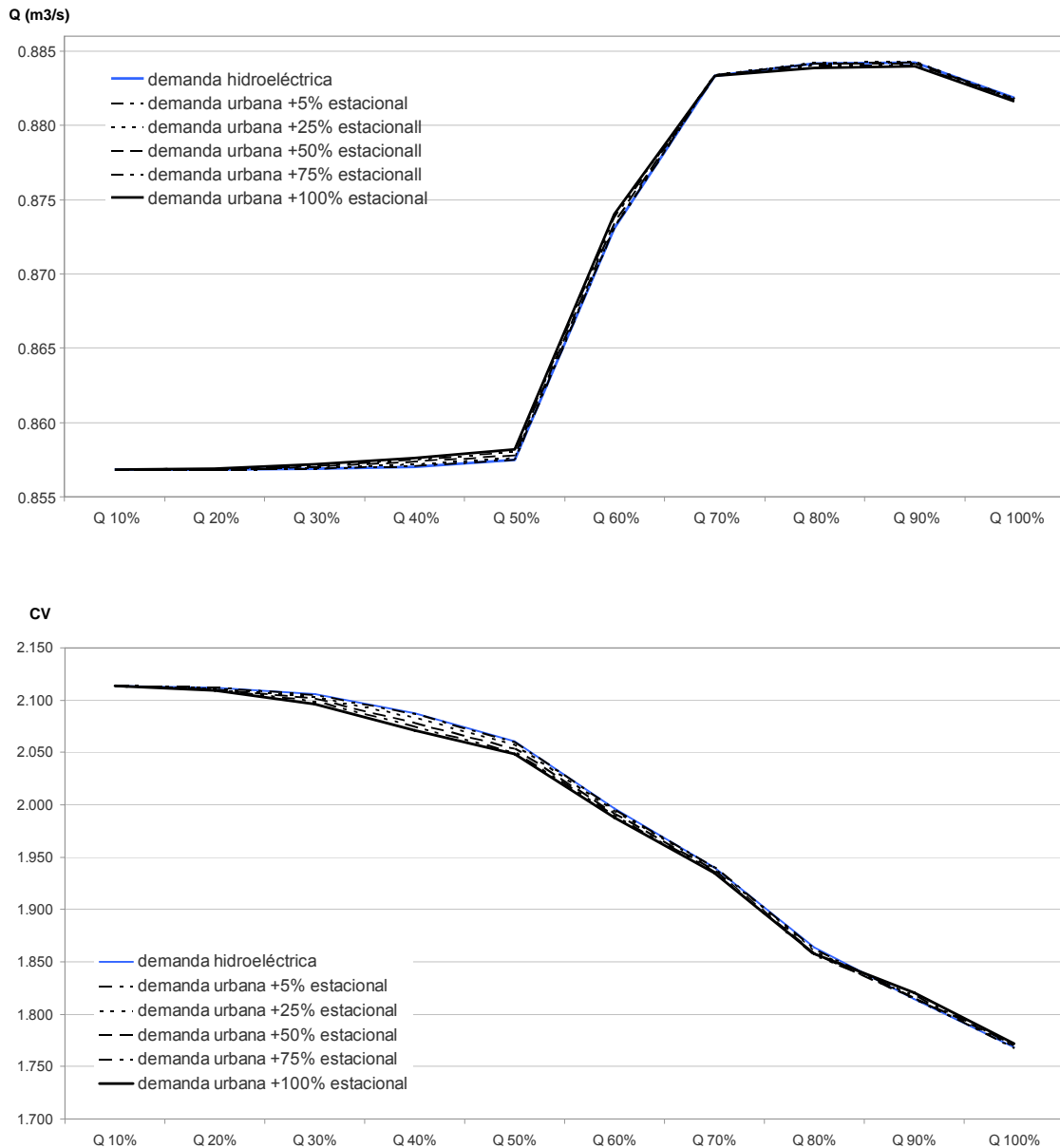


Figura 5.6. Medias y Coeficientes de variación correspondientes a las series de aportaciones de los diferentes escenarios de demanda hidroeléctrica y urbana para un volumen de embalse del 100% de la aportación anual media al tramo Terde del río Mijares.

Por este motivo se ha decidido seleccionar un único bloque de escenarios como representativo de la demanda urbana con estacionalidad estival. Se ha tratado de huir de los escenarios más extremistas en los que la estacionalidad era muy marcada o apenas perceptible y como consecuencia el bloque seleccionado corresponde al que considera un incremento del 50% de la demanda de recursos hídricos entre los meses de Junio y Septiembre (Figura 5.5). Dentro de este

bloque, nuevamente se han elegido los escenarios $Q_{20\%}$, $Q_{50\%}$, $Q_{80\%}$ y $Q_{100\%}$ como los más representativos, en combinación con los diferentes volúmenes de embalse propuestos $V_{20\%}$, $V_{40\%}$, $V_{60\%}$, $V_{80\%}$ y $V_{100\%}$.

Demandas agrícolas

Los escenarios con estacionalidad más diferenciada son los que vienen representados por la demanda agrícola. Esta demanda se caracteriza por ser variable mes a mes y por ser elevada durante los meses estivales, y prácticamente nula en los meses invernales para la mayoría de los cultivos.

Para el análisis de la estacionalidad de la demanda agraria se ha revisado la documentación correspondiente al Anexo VII de la tesis doctoral del Dr. Leonardo Hernández Barrios (Hernández, 2007), donde se describen las necesidades de riego de diferentes cultivos en diferentes localizaciones de la Confederación Hidrográfica del Júcar. Se han calculado unas dotaciones de riego medias requeridas para cada uno de los cultivos a partir de estos datos desagregados, tanto espacial como temporalmente, y con esta información se han calculado los factores aplicables al promedio anual necesarios para dotar de estacionalidad a los escenarios (Tablas 5.5 – 5.9). De este modo se han obtenido los siguientes escenarios para cada tipo de cultivo (Figuras 5.7 – 5.11).

Tabla 5.5. Diferentes escenarios de demanda agrícola de cultivo de alfalfa en el tramo Terde del río Mijares.

DEMANDA AGRÍCOLA – CULTIVO: ALFALFA											
MES	Factor	Q_{10%}	Q_{20%}	Q_{30%}	Q_{40%}	Q_{50%}	Q_{60%}	Q_{70%}	Q_{80%}	Q_{90%}	Q_{100%}
OCT	0.20	0.017	0.035	0.052	0.069	0.087	0.104	0.121	0.139	0.156	0.173
NOV-FEB	0.00	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
MAR	0.02	0.001	0.003	0.004	0.006	0.007	0.008	0.010	0.011	0.013	0.014
ABR	0.39	0.034	0.068	0.102	0.136	0.170	0.204	0.238	0.272	0.306	0.340
MAY	1.89	0.163	0.327	0.490	0.654	0.817	0.981	1.144	1.308	1.471	1.635
JUN	2.65	0.229	0.459	0.688	0.918	1.147	1.376	1.606	1.835	2.065	2.294
JUL	3.16	0.273	0.545	0.818	1.091	1.364	1.636	1.909	2.182	2.454	2.727
AGO	2.51	0.217	0.434	0.650	0.867	1.084	1.301	1.518	1.735	1.951	2.168
SEP	1.18	0.102	0.203	0.305	0.407	0.509	0.610	0.712	0.814	0.915	1.017
PROMEDIO	-	0.086	0.173	0.259	0.346	0.432	0.518	0.605	0.691	0.778	0.864

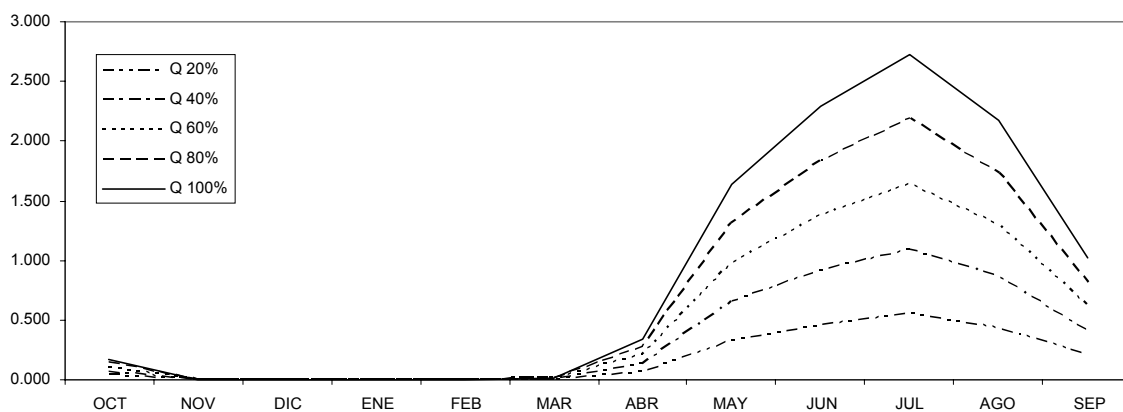


Figura 5.7. Escenarios de demanda agrícola de cultivo de alfalfa en el tramo Terde del río Mijares.

Tabla 5.6. . Diferentes escenarios de demanda agrícola de cultivo de trigo en el tramo Terde del río Mijares.

DEMANDA AGRÍCOLA – CULTIVO: TRIGO											
MES	Factor	Q _{10%}	Q _{20%}	Q _{30%}	Q _{40%}	Q _{50%}	Q _{60%}	Q _{70%}	Q _{80%}	Q _{90%}	Q _{100%}
OCT	0.00	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
NOV	0.10	0.008	0.017	0.025	0.033	0.041	0.050	0.058	0.066	0.075	0.083
DIC	0.00	0.000	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002	0.003	0.003
ENE	0.15	0.013	0.027	0.040	0.053	0.067	0.080	0.093	0.107	0.120	0.133
FEB	0.78	0.068	0.136	0.203	0.271	0.339	0.407	0.475	0.542	0.610	0.678
MAR	3.46	0.299	0.597	0.896	1.194	1.493	1.792	2.090	2.389	2.687	2.986
ABR	5.01	0.433	0.865	1.298	1.731	2.163	2.596	3.029	3.461	3.894	4.327
MAY	2.47	0.214	0.427	0.641	0.855	1.068	1.282	1.496	1.709	1.923	2.137
JUN	0.03	0.002	0.004	0.006	0.009	0.011	0.013	0.015	0.017	0.019	0.022
JUL-SEP	0.00	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
PROMEDIO	-	0.086	0.173	0.259	0.346	0.432	0.518	0.605	0.691	0.778	0.864

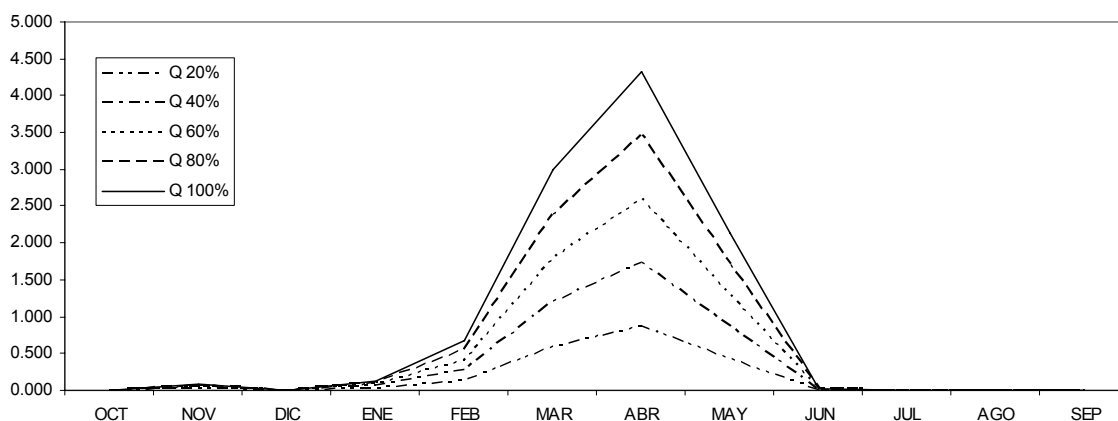


Figura 5.8. Escenarios de demanda agrícola de cultivo de trigo en el tramo Terde del río Mijares.

Tabla 5.7. Diferentes escenarios de demanda agrícola de cultivo de maíz en el tramo Terde del río Mijares.

DEMANDA AGRÍCOLA – CULTIVO: MAÍZ											
MES	Factor	Q _{10%}	Q _{20%}	Q _{30%}	Q _{40%}	Q _{50%}	Q _{60%}	Q _{70%}	Q _{80%}	Q _{90%}	Q _{100%}
OCT	0.08	0.007	0.015	0.022	0.029	0.037	0.044	0.051	0.058	0.066	0.073
NOV-ABR	0.00	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
MAY	0.37	0.032	0.064	0.096	0.128	0.160	0.192	0.224	0.256	0.288	0.320
JUN	2.20	0.190	0.379	0.569	0.759	0.949	1.138	1.328	1.518	1.708	1.897
JUL	4.47	0.386	0.773	1.159	1.545	1.932	2.318	2.704	3.091	3.477	3.863
AGO	3.63	0.313	0.627	0.940	1.254	1.567	1.881	2.194	2.508	2.821	3.135
SEP	1.25	0.108	0.216	0.324	0.432	0.540	0.648	0.756	0.864	0.971	1.079
PROMEDIO	-	0.086	0.173	0.259	0.346	0.432	0.518	0.605	0.691	0.778	0.864

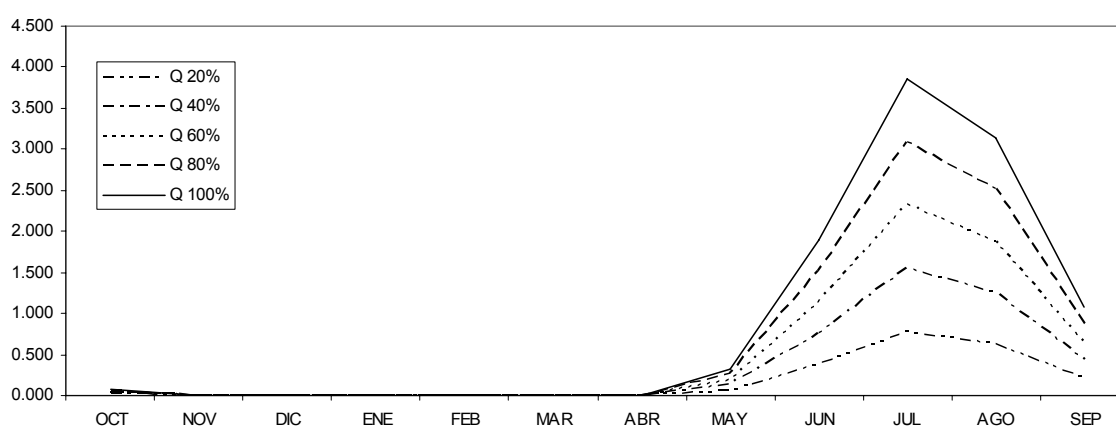


Figura 5.9. Escenarios de demanda agrícola de cultivo de maíz en el tramo Terde del río Mijares.

Tabla 5.8. Diferentes escenarios de demanda agrícola de cultivo de cebolla en el tramo Terde del río Mijares.

DEMANDA AGRÍCOLA – CULTIVO: CEBOLLA											
MES	Factor	Q _{10%}	Q _{20%}	Q _{30%}	Q _{40%}	Q _{50%}	Q _{60%}	Q _{70%}	Q _{80%}	Q _{90%}	Q _{100%}
OCT - MAR	0.00	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
ABR	0.09	0.008	0.015	0.023	0.030	0.038	0.045	0.053	0.060	0.068	0.075
MAY	2.19	0.189	0.378	0.567	0.757	0.946	1.135	1.324	1.513	1.702	1.891
JUN	3.77	0.326	0.652	0.977	1.303	1.629	1.955	2.281	2.607	2.932	3.258
JUL	4.18	0.361	0.722	1.083	1.445	1.806	2.167	2.528	2.889	3.250	3.611
AGO	1.76	0.152	0.304	0.456	0.609	0.761	0.913	1.065	1.217	1.369	1.521
SEP	0.01	0.001	0.002	0.003	0.004	0.005	0.006	0.007	0.008	0.009	0.010
PROMEDIO	-	0.086	0.173	0.259	0.346	0.432	0.518	0.605	0.691	0.778	0.864

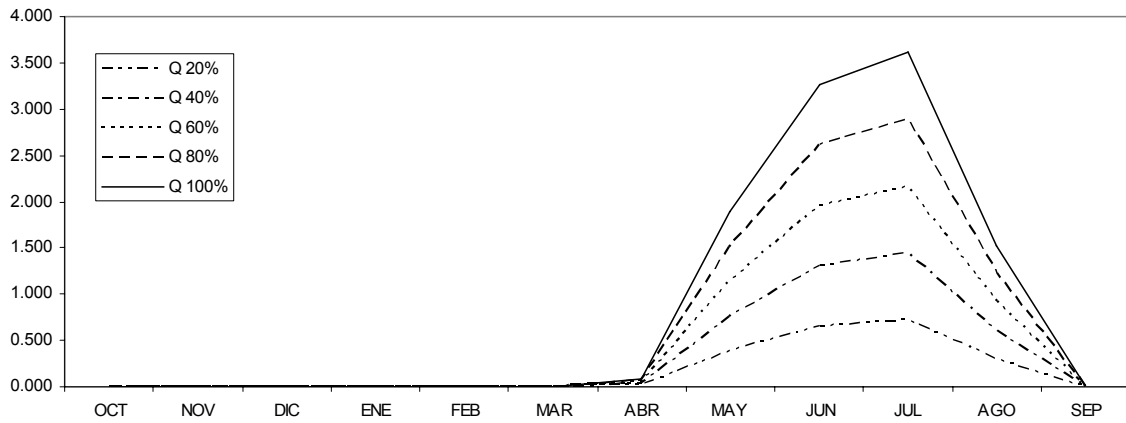


Figura 5.10. Escenarios de demanda agrícola de cultivo de cebolla en el tramo Terde del río Mijares.

Tabla 5.9. Diferentes escenarios de demanda agrícola de cultivo de viña en el tramo Terde del río Mijares.

DEMANDA AGRÍCOLA – CULTIVO: VIÑA											
MES	Factor	Q _{10%}	Q _{20%}	Q _{30%}	Q _{40%}	Q _{50%}	Q _{60%}	Q _{70%}	Q _{80%}	Q _{90%}	Q _{100%}
OCT	0.12	0.010	0.021	0.031	0.042	0.052	0.062	0.073	0.083	0.093	0.104
NOV-ABR	0.00	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
MAY	1.03	0.089	0.178	0.266	0.355	0.444	0.533	0.622	0.710	0.799	0.888
JUN	2.01	0.174	0.348	0.522	0.696	0.870	1.044	1.218	1.392	1.566	1.741
JUL	3.69	0.319	0.638	0.958	1.277	1.596	1.915	2.235	2.554	2.873	3.192
AGO	3.76	0.325	0.649	0.974	1.299	1.624	1.948	2.273	2.598	2.922	3.247
SEP	1.38	0.120	0.239	0.359	0.479	0.598	0.718	0.837	0.957	1.077	1.196
PROMEDIO	-	0.086	0.173	0.259	0.346	0.432	0.518	0.605	0.691	0.778	0.864

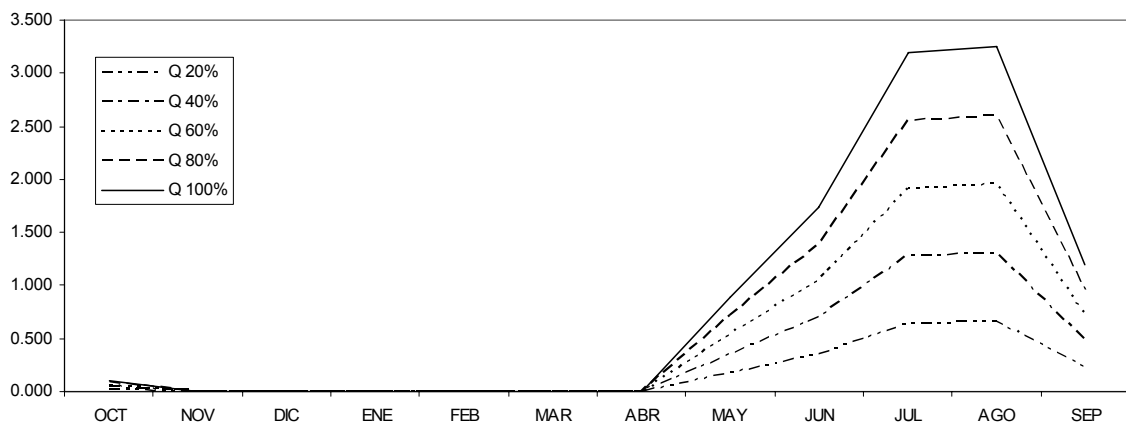


Figura 5.11. Escenarios de demanda agrícola de cultivo de viña en el tramo Terde del río Mijares.

El único cultivo que presenta una estacionalidad marcadamente diferente es el trigo (Figura 5.8) que se siembra en noviembre y se cosecha a principios del verano. La estacionalidad de todos los demás cultivos es muy similar, con demandas mínimas o nulas entre los meses de octubre y abril, y demandas de caudales muy superiores a la media anual durante los meses estivales. Se ha seleccionado el maíz (Figura 5.9) como cultivo de referencia a la hora de establecer la estacionalidad de los escenarios de demanda agrícola por considerarse el más representativo entre todas las opciones disponibles.

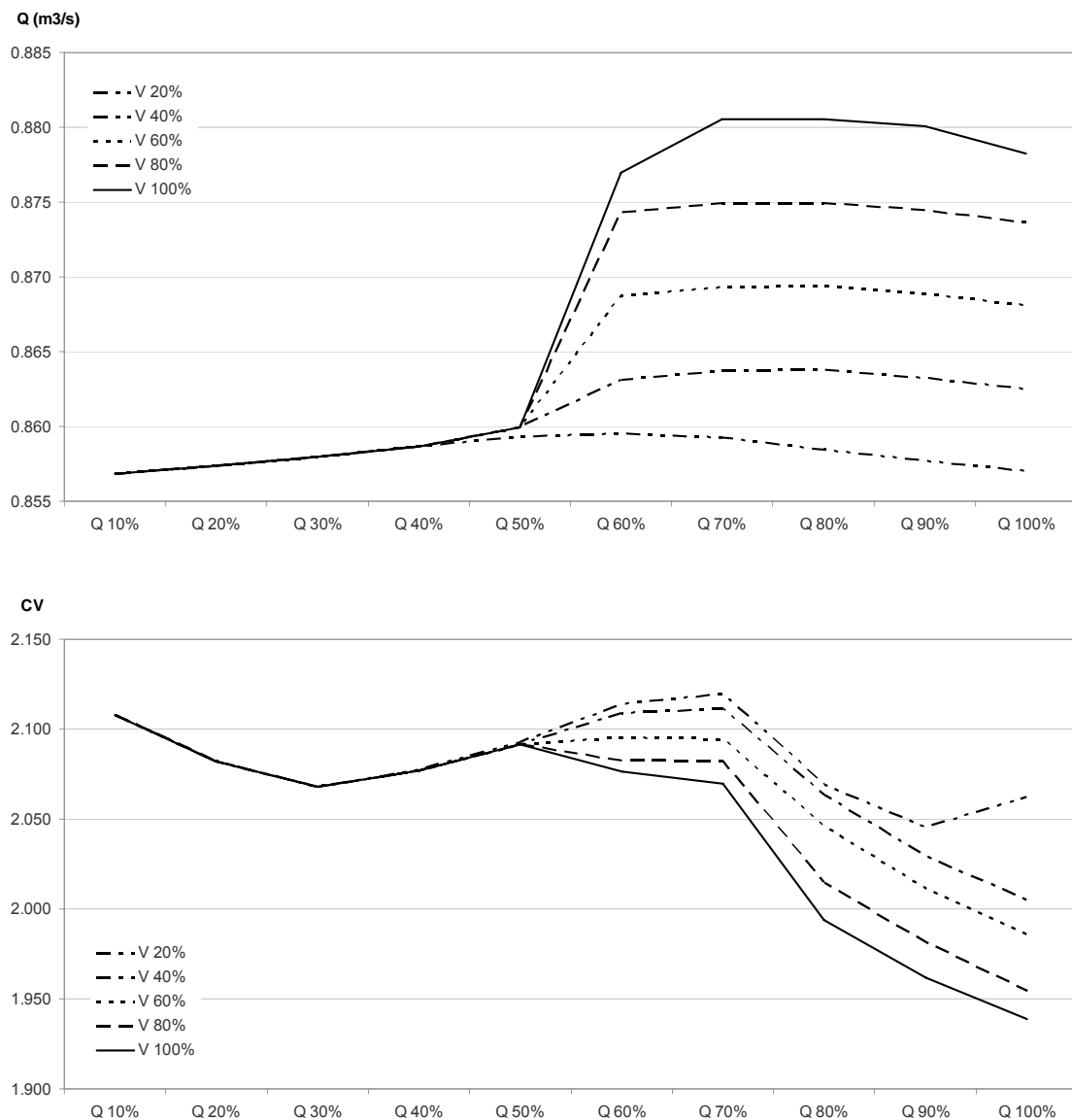


Figura 5.12. Caudales medios y coeficientes de variación correspondientes a las series de aportaciones de los diferentes escenarios de demanda agrícola, basados en la estacionalidad del maíz, en el tramo Terde del río Mijares en diferentes capacidades de embalse.

Los valores medios y los coeficientes de variación de los caudales regulados de los diferentes escenarios de volumen de embalse (Figura 5.12) son más variables cuando el caudal de demanda es elevado, siendo prácticamente indistinguibles en el escenario de caudal $Q_{20\%}$.

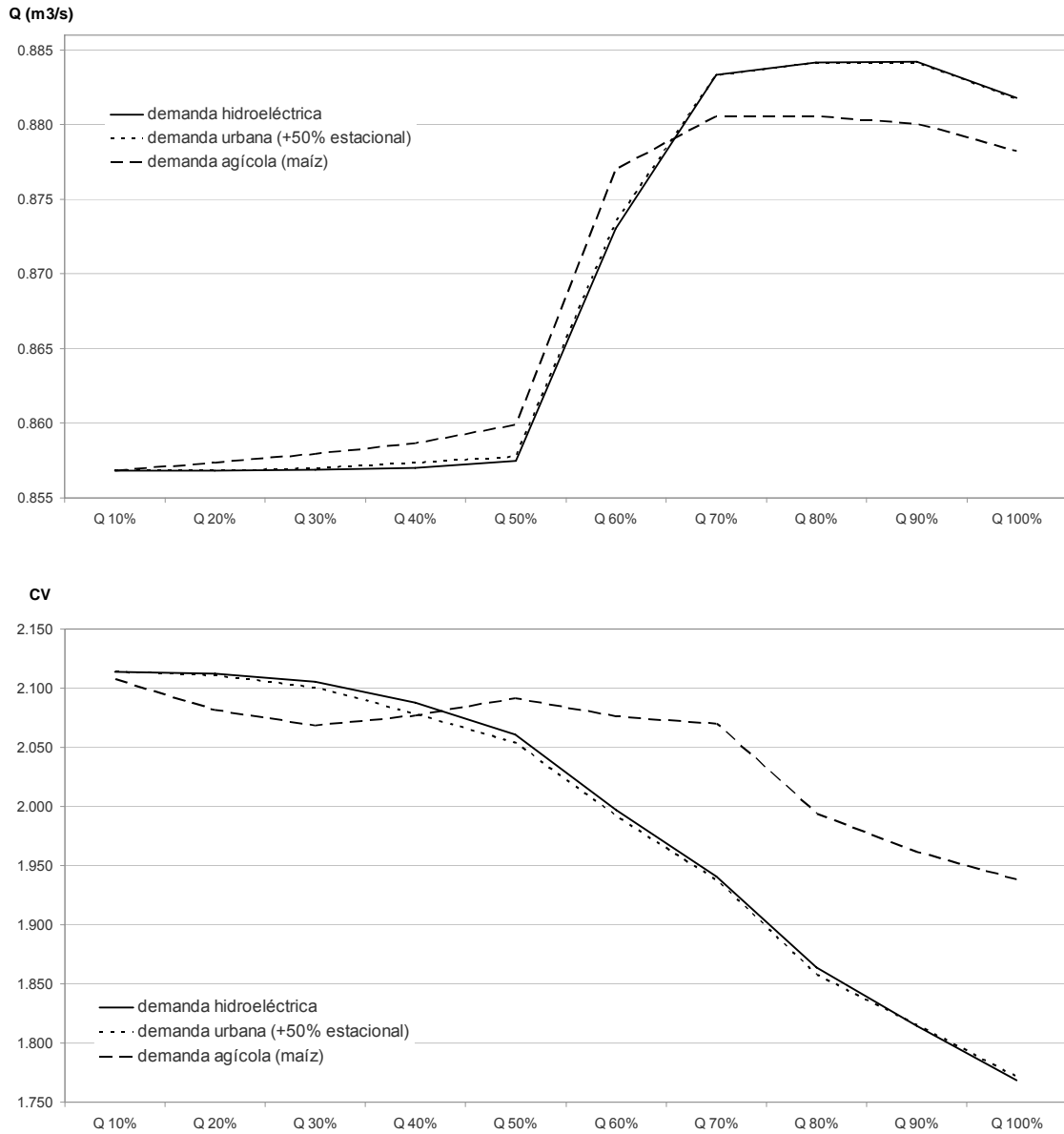


Figura 5.13. Medias y Coeficientes de variación correspondientes a las series de aportaciones de los diferentes escenarios de demanda hidroeléctrica, urbana y agrícola para un volumen de embalse del 100% de la aportación anual media al tramo Terde del río Mijares.

Mientras en los casos de demanda urbana e hidroeléctrica no se observaban cambios significativos ni en los valores medios ni en los coeficientes de variación,

la estacionalidad agrícola, con marcada variabilidad mensual provoca que si se observen cambios en los estadísticos de estas series (Figura 5.13).

Se distinguen tres rangos de caudal de demanda en los que tanto la media como la desviación típica de las series de caudales se comportan de manera diferente al comparar demandas hidroeléctricas y urbanas frente a demandas agrícolas. Las series de caudales reducidos, entre $Q_{10\%}$ y $Q_{40\%}$, de los escenarios de demanda agrícola para un volumen de embalse del 100% de la aportación media anual presentan valores medios mayores y desviaciones típicas menores que sus escenarios homólogos de demandas hidroeléctrica y urbana. En un segundo grupo, entre $Q_{40\%}$ y $Q_{60\%}$, encontramos que la media es superior pero la desviación típica también y además se ve incrementada cuando aumenta el caudal de demanda. Esto provoca que el coeficiente de variación permanezca aproximadamente constante mientras que en los otros tipos de demanda desciende rápidamente. Por último para escenarios de demanda entre $Q_{60\%}$ y $Q_{100\%}$ la media es menor que en los escenarios de demanda urbana o hidroeléctrica, sin embargo a medida que se incrementa el caudal de demanda las diferencias permanecen constantes y es el descenso de la desviación típica el que marca la tendencia descendente del coeficiente de variación. A pesar de que el coeficiente de variación es menor cuando los caudales demandados son mayores, la variabilidad de la demanda entre los diferentes meses del año, así como una mayor demanda los meses en los que las aportaciones naturales son menores, provoca que los valores de éste sigan siendo más elevados que en escenarios con un caudal medio anual igual pero con estacionalidad nula o más constante a lo largo del año.

Estos resultados plantean la posibilidad de continuar con la misma selección de escenarios realizada en los casos anteriores, $Q_{20\%}$, $Q_{50\%}$, $Q_{80\%}$ y $Q_{100\%}$ con la estacionalidad obtenida a partir del estudio de las necesidades de riego del cultivo del maíz, en combinación con los diferentes volúmenes de embalse propuestos $V_{20\%}$, $V_{40\%}$, $V_{60\%}$, $V_{80\%}$ y $V_{100\%}$.

5.1.1.4 Escenarios de regulación seleccionados

En resumen los escenarios seleccionados son los resultantes de la combinación de:

- i) ESTACIONALIDAD DE LA DEMANDA: hidroeléctrica (constante a lo largo del año), urbana (con incremento del 50% entre los meses de Junio y Septiembre) y agrícola (variable mes a mes según la estacionalidad tipo del cultivo del maíz).
- ii) CAUDAL DE DEMANDA: $Q_{20\%}$, $Q_{50\%}$, $Q_{80\%}$ y $Q_{100\%}$, que corresponden al 20, 50, 80 y 100% de los caudales medios de las series de caudales disponibles para el tramo Terde del río Mijares.
- iii) VOLUMEN DE EMBALSE: $V_{20\%}$, $V_{40\%}$, $V_{60\%}$, $V_{80\%}$ y $V_{100\%}$ que corresponden al 20, 40, 60, 80 y 100% de la aportación anual media al tramo Terde del río Mijares.

Además se analizará en los tramos Lorcha del río Serpis y Cirat y Tormo del río Mijares los cambios producidos en la zonación de la vegetación como consecuencia del paso a régimen natural teórico de los caudales regulados históricos disponibles.

5.1.2.- Escenarios de detracción de caudales

Los escenarios de detracción de caudales se han analizado considerando los mismos escenarios de caudal y estacionalidad de la demanda que en el caso anterior, eliminando la presa del sistema y considerando la demanda consuntiva antes del tramo (Figura 5.14).

Se ha mantenido un caudal mínimo, variable mes a mes, que corresponde al 10% de los caudales medios mensuales de la serie de caudales disponible para el tramo Terde del río Mijares.

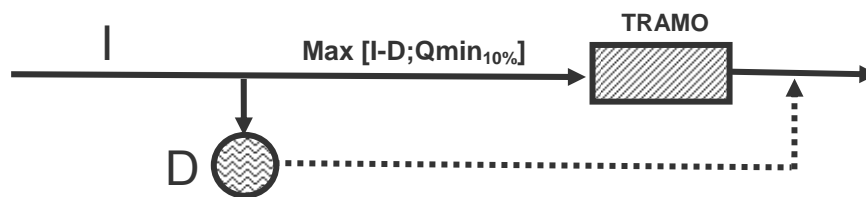


Figura 5.14. Esquema correspondiente a los escenarios de detracción propuestos.

De este modo, los escenarios planteados en este bloque son los resultantes de combinar:

- i) ESTACIONALIDAD DE LA DEMANDA: hidroeléctrica (constante a lo largo del año), urbana (con incremento del 50% entre los meses de Junio y Septiembre) y agrícola (variable mes a mes según la estacionalidad tipo del cultivo del maíz).
- ii) CAUDAL DE DEMANDA: $Q_{20\%}$, $Q_{50\%}$, $Q_{80\%}$ y $Q_{100\%}$, que corresponden al 20, 50, 80 y 100% de los caudales medios de las series de caudales disponibles para el tramo Terde del río Mijares.

5.1.3.- Escenarios de caudales mínimos

Para evaluar la capacidad del modelo en la determinación de caudales mínimos en la preservación de la calidad del bosque de ribera se ha seleccionado tres escenarios de regulación de correspondientes a las tres estacionalidades de demanda descritas anteriormente. El volumen de embalse y el caudal de demanda medio anual se han mantenido para los tres escenarios de regulación planteados: con demanda hidroeléctrica, urbana y agrícola.

Así, el volumen de embalse seleccionado ha sido $V_{100\%}$ correspondiente a 27.026 Hm^3 , que es la aportación anual media al tramo Terde del río Mijares. El caudal de

demanda medio anual considerado ha sido $Q_{80\%}$ correspondiente a $0.691 \text{ m}^3/\text{s}$ que equivale al 80% del caudal medio de toda la serie de caudales en Terde. Esta demanda se ha localizado entre el embalse y el tramo para forzar que los caudales que atraviesan el tramo correspondan al caudal mínimo en la medida de lo posible (Figura 5.15).

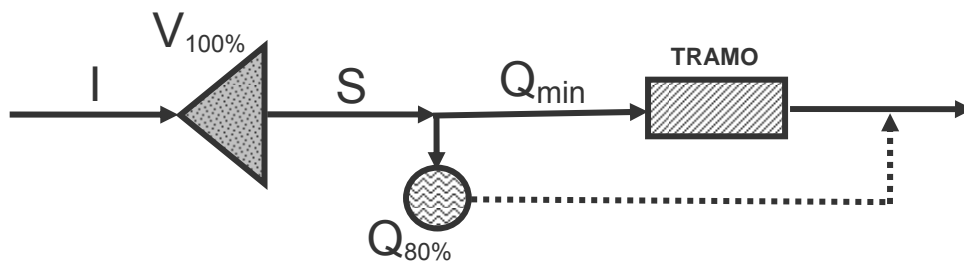


Figura 5.15. Esquema correspondiente a los escenarios de caudales mínimos propuestos.

Los escenarios de caudal mínimo medio anual propuestos bajo las estas condiciones son: $Q_{min10\%}$ y $Q_{min20\%}$ que corresponden al 10 y al 20% de los caudales medios de las series de caudales disponibles para el tramo Terde del río Mijares.

La estacionalidad de estos caudales mínimos se analizará mediante tres escenarios: sin estacionalidad, o lo que es lo mismo el caudal mínimo promedio que permanecerá constante a lo largo de del año; con estacionalidad estival en la que el caudal mínimo será inferior en los meses de verano que el resto del año; y por último con la estacionalidad mensual típica de los caudales naturales históricos que han circulado por el tramo y de los que existe información.

Para el cálculo de la estacionalidad típica en cada uno de los tramos se ha analizado el caudal promedio para cada uno de los meses del año y se han afectado con el porcentaje correspondiente al caudal mínimo medio anual propuesto en cada uno de los escenarios (Tabla 5.10).

Para obtener los caudales mínimos correspondientes a los dos periodos de los escenarios de estacionalidad estival propuestos, se han calculado los valores

medios para los caudales entre Octubre y Junio y entre Julio y Septiembre respectivamente.

Tabla 5.10. Diferentes escenarios de caudales mínimos en el tramo Terde del río Mijares.

MES	Estacionalidad mensual			Estacionalidad estival		
	Q (m3/s)	Qmin10%	Qmin20%	Q (m3/s)	Qmin10%	Qmin20%
OCT	0.932	0.093	0.186	0.900	0.090	0.180
NOV	0.680	0.068	0.136	0.900	0.090	0.180
DIC	0.736	0.074	0.147	0.900	0.090	0.180
ENE	0.947	0.095	0.189	0.900	0.090	0.180
FEB	0.882	0.088	0.176	0.900	0.090	0.180
MAR	1.005	0.100	0.201	0.900	0.090	0.180
ABR	0.935	0.094	0.187	0.900	0.090	0.180
MAY	1.101	0.110	0.220	0.900	0.090	0.180
JUN	1.078	0.108	0.216	0.900	0.090	0.180
JUL	0.676	0.068	0.135	0.700	0.070	0.140
AGO	0.710	0.071	0.142	0.700	0.070	0.140
SEP	0.698	0.070	0.140	0.700	0.070	0.140
PROMEDIO	0.864	0.086	0.173	0.864	0.086	0.173

Así, los escenarios planteados en este bloque son los resultantes de combinar:

- i) ESTACIONALIDAD DE LA DEMANDA: hidroeléctrica (constante a lo largo del año), urbana (con incremento del 50% entre los meses de Junio y Septiembre) y agrícola (variable mes a mes según la estacionalidad tipo del cultivo del maíz).
- ii) CAUDAL MÍNIMO: $Q_{10\%}$ y $Q_{min20\%}$ que corresponden al 10 y al 20% de los caudales medios de la serie de caudales disponible para el tramo Terde del río Mijares.
- iii) ESTACIONALIDAD DEL CAUDAL MÍNIMO: sin estacionalidad (caudal mínimo promedio constante a lo largo de del año); con estacionalidad estival (caudales mínimos inferiores en los meses julio, agosto y septiembre); con estacionalidad mensual típica de los caudales naturales históricos.

5.2.- Resultados del análisis de afecciones antrópicas directas

5.2.1.- Modificaciones por regulación de caudales

En este punto se analizan diferentes escenarios de regulación de caudales en el tramo Terde del río Mijares.

Además, se estudian los cambios producidos en los tramos regulados, Lorcha del río Serpis y Tormo del río Mijares, mediante comparación con el régimen natural teórico de caudales.

En cada escenario, se calculó el índice de evapotranspiración (ET_{ind}) medio mediante el modelo RibAV para cada uno de los tipos funcionales de vegetación simulados, obtenido a partir de los ET_{ind} diarios calculados para las series hidrometeorológicas. De este modo, el tipo funcional simulado en cada punto de simulación correspondió al que mayor ET_{ind} medio había obtenido.

Esta metodología se repitió variando la serie input de caudales en función de cada uno de los escenarios.

5.2.1.1 Escenarios de regulación en el tramo Terde (Río Mijares)

En la parte correspondiente a los escenarios del tramo Terde del río Mijares, se obtuvieron como punto de referencia los resultados correspondientes a la simulación de los caudales históricos del tramo, en régimen natural de caudales, mostrados a continuación (Figura 5.16).

Para sintetizar los resultados se calcularon los porcentajes correspondientes al número de puntos de simulación de cada tipo funcional de vegetación respecto al total de puntos simulados (Tabla 5.11).

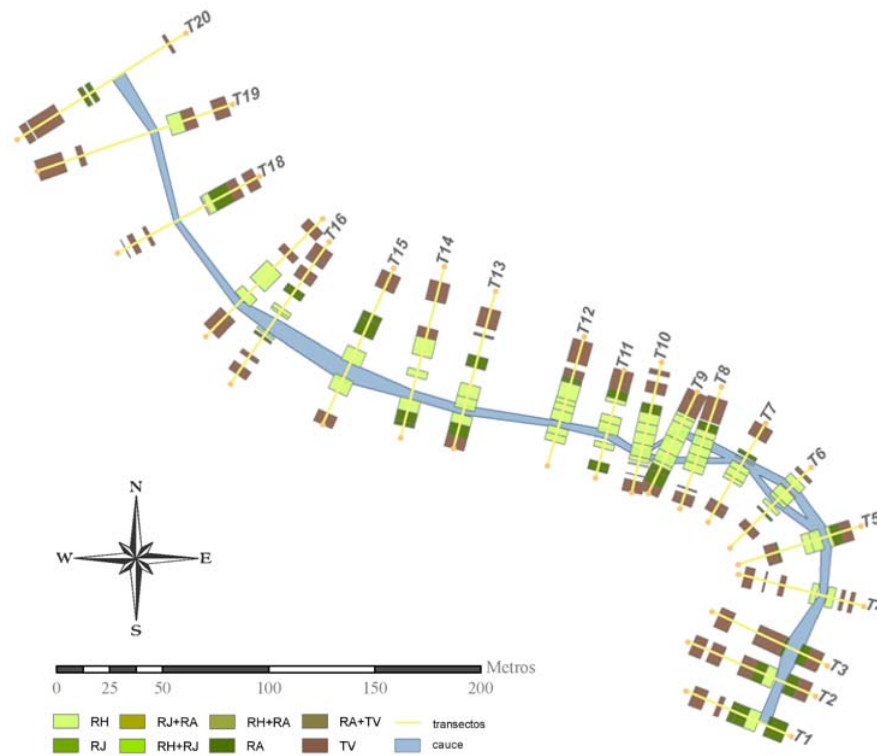


Figura 5.16. Tipos funcionales de vegetación correspondientes a la simulación con RibAV de los caudales históricos del tramo Terde en régimen natural de caudales.

Tabla 5.11. Tipos funcionales de vegetación correspondientes a la simulación con RibAV de los caudales históricos del tramo Terde en régimen natural de caudales.

Simulación de referencia: Caudales históricos	
Tipo Funcional	Puntos simulados
RH	35.76 %
RJ	0.00 %
RA	18.18 %
TV	46.06 %
RIBERA	53.94 %

La clasificación de tipos funcionales de vegetación se realizó dividiendo los cuatro tipos funcionales de forma independiente: **RH** (herbáceas de ribera), **RJ** (árboles juveniles y pequeños arbustos de ribera), **RA** (árboles adultos y grandes arbustos de ribera) y **TV** (vegetación terrestre). Además se añadió el dato complementario de **RIBERA** (vegetación riparia en su conjunto), que engloba los puntos simulados como **RH**, **RJ** y **RA**.

Regulación con demandas hidroeléctricas

Se analizaron en primer lugar los escenarios de regulación con varios volúmenes de embalse y diferentes caudales de demandas hidroeléctricas (Tabla 5.12).

Tabla 5.12. Resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los escenarios de regulación de caudales con demandas hidroeléctricas en Terde.

Regulación con demandas hidroeléctricas					
Capacidad de embalse	Tipo Funcional	Q20	Q50	Q80	Q100
V20	RH	35.76%	35.76%	37.58%	36.97%
	RJ	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	RA	18.18%	20.61%	20.00%	20.00%
	TV	46.06%	43.64%	42.42%	43.03%
	RIBERA	53.94%	56.36%	57.58%	56.97%
V40	RH	35.76%	36.36%	37.58%	36.97%
	RJ	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	RA	18.18%	20.00%	20.00%	20.00%
	TV	46.06%	43.64%	42.42%	43.03%
	RIBERA	53.94%	56.36%	57.58%	56.97%
V60	RH	35.76%	36.36%	37.58%	37.58%
	RJ	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	RA	18.18%	20.00%	20.00%	19.39%
	TV	46.06%	43.64%	42.42%	43.03%
	RIBERA	53.94%	56.36%	57.58%	56.97%
V80	RH	35.76%	36.36%	38.18%	37.58%
	RJ	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	RA	18.18%	20.00%	19.39%	19.39%
	TV	46.06%	43.64%	42.42%	43.03%
	RIBERA	53.94%	56.36%	57.58%	56.97%
V100	RH	35.76%	36.36%	38.18%	38.79%
	RJ	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	RA	18.18%	20.00%	19.39%	18.18%
	TV	46.06%	43.64%	42.42%	43.03%
	RIBERA	53.94%	56.36%	57.58%	56.97%

Se observó por tanto que con volúmenes de embalse pequeños, cuando el caudal de demanda es de medio a elevado, se favorecía la presencia de **RA** mientras que las grandes capacidades mejoraban la proporción de **RH**. Este hecho se justificó por no ser las menores capacidades suficientemente grandes para regular los caudales de entrada en su totalidad, realizando sueltas incontroladas en caso de avenida, así como por no ser capaces a su vez de satisfacer las demandas en muchas ocasiones. Esta oscilación de los caudales favoreció en algunos puntos la presencia de riparias adultas (**RA**), con capacidad para evapotranspirar de la zona no saturada y de soportar un cierto grado de inundación. Por el contrario, con volúmenes mayores de embalse, la regulación de avenidas era más eficiente y los caudales en el tramo más constantes, lo que favoreció la presencia de las herbáceas de ribera (**RH**) en puntos adyacentes al cauce.

En cualquier caso, no se observaron variaciones drásticas de la zonación de la vegetación de ribera en ninguno de los escenarios analizados en este punto, por lo que se concluyó que frente a un flujo de caudales establecidos para abastecer demandas constantes a lo largo del año aguas abajo del tramo, la zonación de la vegetación de ribera no se ve especialmente afectada en este tramo.

Regulación con demandas urbanas

Se observaron patrones similares en el análisis de regulación de caudales para la satisfacción de demandas urbanas, con incremento de la demanda estacional.

Así, las demandas Q_{20} no modificaron la zonación (Figura 5.18) o los porcentajes (Tabla 5.13) observados en la simulación con régimen natural de caudales, para ninguno de los volúmenes de embalse analizados.

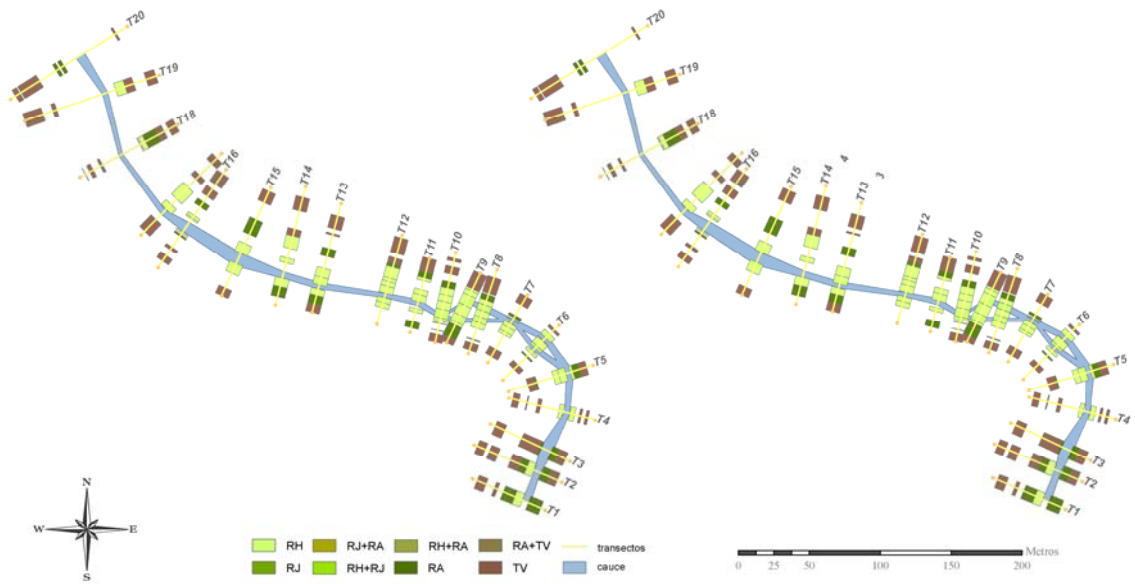


Figura 5.18. Tipos funcionales de vegetación simulados en el tramo Terde para dos escenarios de regulación con demandas urbanas Q_{20} . Izquierda: capacidad de embalse V_{20} ; derecha: capacidad de embalse V_{100} .

Por el contrario, mayores caudales de demanda favorecieron la presencia de la vegetación de ribera, incrementándola hasta en un 2.42% en demandas con caudal Q_{50} y en un 3.64% en Q_{100} (Figura 5.19) como ocurre en los transectos 8 y 14.

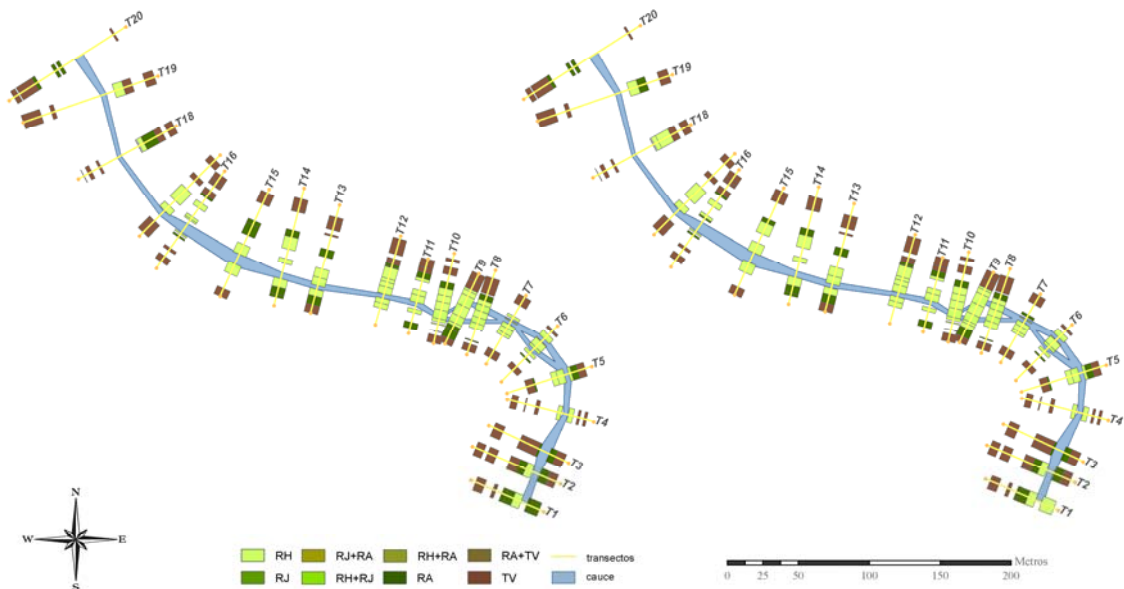


Figura 5.19. Tipos funcionales de vegetación simulados en el tramo Terde para dos escenarios de regulación con volumen de embalse V_{100} y demandas urbanas. Izquierda: caudal de demanda Q_{50} ; derecha: caudal de demanda Q_{100} .

Tabla 5.13. Resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los escenarios de regulación de caudales con demandas urbanas en Terde.

Regulación con demandas urbanas					
Capacidad de embalse	Tipo Funcional	Q20	Q50	Q80	Q100
V20	RH	35.76%	36.36%	37.58%	37.58%
	RJ	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	RA	18.18%	20.00%	20.00%	20.00%
	TV	46.06%	43.64%	42.42%	42.42%
	RIBERA	53.94%	56.36%	57.58%	57.58%
V40	RH	35.76%	36.97%	37.58%	37.58%
	RJ	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	RA	18.18%	19.39%	20.00%	20.00%
	TV	46.06%	43.64%	42.42%	42.42%
	RIBERA	53.94%	56.36%	57.58%	57.58%
V60	RH	35.76%	36.97%	38.18%	37.58%
	RJ	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	RA	18.18%	19.39%	19.39%	20.00%
	TV	46.06%	43.64%	42.42%	42.42%
	RIBERA	53.94%	56.36%	57.58%	57.58%
V80	RH	35.76%	36.97%	38.18%	37.58%
	RJ	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	RA	18.18%	19.39%	19.39%	20.00%
	TV	46.06%	43.64%	42.42%	42.42%
	RIBERA	53.94%	56.36%	57.58%	57.58%
V100	RH	35.76%	36.97%	38.79%	38.18%
	RJ	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	RA	18.18%	19.39%	18.79%	19.39%
	TV	46.06%	43.64%	42.42%	42.42%
	RIBERA	53.94%	56.36%	57.58%	57.58%

Mientras que las herbáceas riparias (**RH**) maximizaron su presencia a volúmenes elevados de embalse y con caudales grandes (transectos 9, 15 y 18 de la Figura 5.19), las riparias adultas (**RA**) lo hicieron con caudales medios y volúmenes de embalse pequeños o con caudal máximo y capacidad de embalse hasta el 80% de la aportación anual.

Respecto al caso anterior de demandas hidroeléctricas, se observó como la estacionalidad estival de demanda favoreció a los tipos funcionales riparios cerca del cauce cuando el caudal de demanda es muy elevado (Q_{100}), independientemente del volumen del embalse (Tabla 5.13). Un mayor caudal los meses estivales provocó un incremento de la vegetación de ribera en zonas más amplias y en puntos más alejados del cauce dada la elevación del nivel freático cuando las temperaturas son elevadas, y por tanto la evapotranspiración potencial es máxima, y hay escasez de precipitaciones.

Regulación con demandas agrícolas

Mayores diferencias fueron observadas al analizar la estacionalidad mensual de la demanda de caudal para usos agrícolas (Tabla 5.14). Las variaciones de los porcentajes de **RIBERA** y **TV** no fueron representativas en ninguno de los escenarios analizados, a excepción del Q_{50} en el que se observó un ligero incremento de los puntos riparios simulados (Figura 5.20).

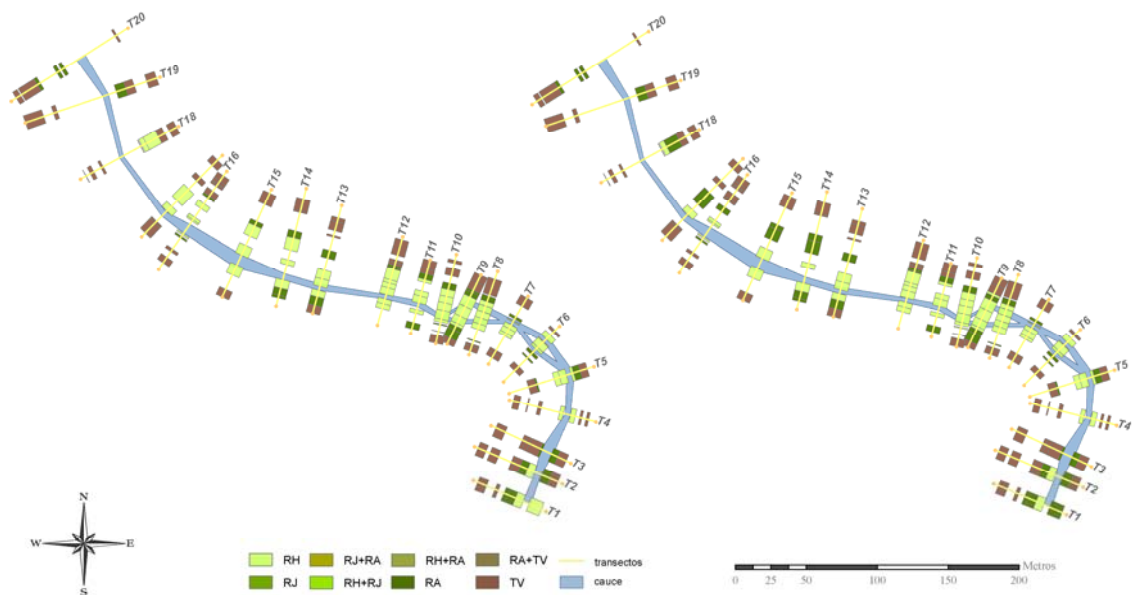


Figura 5.20. Tipos funcionales de vegetación simulados en el tramo Terde para dos escenarios de regulación con demandas agrícolas. Izquierda: volumen de embalse V20 y caudal de demanda Q50; derecha: volumen de embalse V100 y caudal de demanda Q100.

Las diferencias las marcaron las variaciones producidas entre los grupos **RA** y **RH**, los cuales presentaron un patrón distinto al observado en los escenarios de demandas hidroeléctricas y urbanas, especialmente en los escenarios correspondientes a un mayor caudal de demanda (Figura 5.20). Así, mayores caudales de demanda favorecieron la presencia de **RA** en la ribera izquierda, entre los transectos 13 y 20.

Tabla 5.14. Resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los escenarios de regulación de caudales con demandas agrícolas en Terde.

Regulación con demandas agrícolas					
Capacidad de embalse	Tipo Funcional	Q20	Q50	Q80	Q100
V20	RH	35.76%	35.15%	33.33%	32.73%
	RJ	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	RA	20.61%	21.82%	23.03%	23.64%
	TV	43.64%	43.03%	43.64%	43.64%
	RIBERA	56.36%	56.97%	56.36%	56.36%
V40	RH	35.76%	35.15%	32.12%	32.73%
	RJ	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	RA	20.61%	21.82%	24.24%	23.64%
	TV	43.64%	43.03%	43.64%	43.64%
	RIBERA	56.36%	56.97%	56.36%	56.36%
V60	RH	35.76%	35.15%	32.73%	32.73%
	RJ	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	RA	20.61%	21.82%	23.64%	23.64%
	TV	43.64%	43.03%	43.64%	43.64%
	RIBERA	56.36%	56.97%	56.36%	56.36%
V80	RH	35.76%	35.15%	32.73%	32.73%
	RJ	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	RA	20.61%	21.82%	23.64%	23.64%
	TV	43.64%	43.03%	43.64%	43.64%
	RIBERA	56.36%	56.97%	56.36%	56.36%
V100	RH	35.76%	35.15%	32.73%	32.73%
	RJ	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	RA	20.61%	21.82%	23.64%	23.64%
	TV	43.64%	43.03%	43.64%	43.64%
	RIBERA	56.36%	56.97%	56.36%	56.36%

Se observó como a medida que el caudal demandado crecía y el volumen de embalse era más grande, las **RA** incrementaban su predominio, reduciéndose los porcentajes de **RH** (Tabla 5.14). Esta situación fue más acusada en el escenario **V_{40%} Q₈₀**, en el que las **RA** presentan un porcentaje de 24.24% y las **RH** de 32.12% (Figura 5.21).

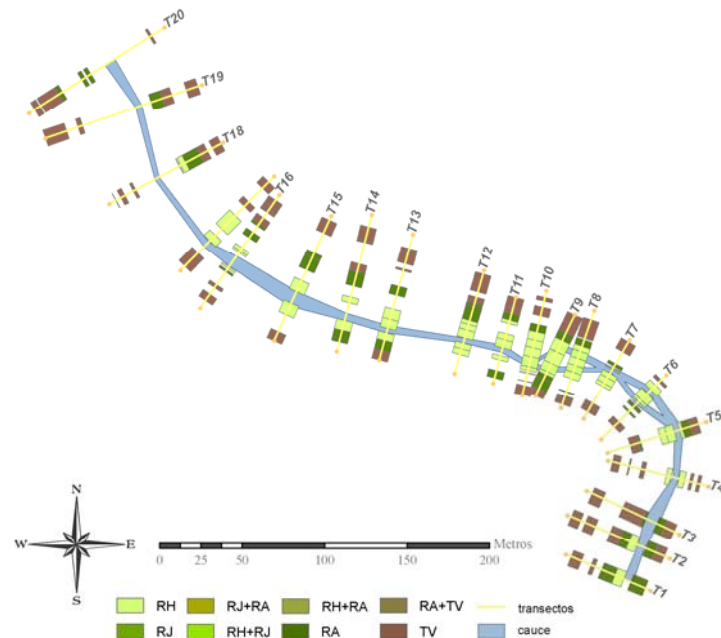


Figura 5.21. Tipos funcionales de vegetación simulados en el tramo Terde para el escenario de regulación con demandas agrícolas: volumen de embalse V40 y caudal de demanda Q80.

Paso a régimen natural en tramos regulados: Lorcha (Río Serpis) y Tormo (Río Mijares)

A continuación se analizaron los resultados correspondientes al régimen natural de caudales en los tramos de los que se dispone de series que estaban sometidas a regulación y en los que el modelo se había validado con buenos resultados, Lorcha y Tormo.

Tramo Lorcha del Río Serpis

El análisis del paso a régimen natural en Lorcha (Tabla 5.15) mostró una ligera mejora de la presencia de vegetación terrestre (**TV**) así como de **RA** en

destrimento de las herbáceas de ribera (**RH**). Las diferencias son muy pequeñas, menores del 3% en todos los casos dado que la regulación en este tramo no es intensiva.

Tabla 5.15. Tipos funcionales de vegetación observados y resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los caudales regulados históricos y del escenario de paso a régimen natural teórico de caudales del tramo Lorcha.

Paso a régimen natural: Lorcha (Río Serpis)		
Tipo Funcional	Régimen alterado (caudales históricos)	Régimen natural (caudales teóricos)
RH	18.10%	15.55%
RJ	0.00%	0.00%
RA	30.39%	32.25%
TV	51.51%	52.20%
RIBERA	48.49%	47.80%

Se comprobó que los resultados no eran acordes a los obtenidos en el tramo Terde del río Mijares pues en aquel caso se había observado una tendencia en la que a medida que el caudal de estacionalidad mensual demandado crecía y el volumen de embalse era más grande, las **RA** incrementaban su predominio, reduciéndose los porcentajes de **RH**. Esta tendencia no se cumplió en el tramo Lorcha del río Serpis a pesar de que el embalse de Beniarrés (30 Hm³ de capacidad), que regula los caudales del tramo, está dimensionado para aproximadamente el 80% de las aportaciones anuales (38.22 Hm³/año).

Mientras que en este caso el porcentaje de **TV** si se disminuía con la regulación entre la vegetación de ribera, fueron las **RH** las que incrementaron su presencia siendo menor el número de puntos simulados como **RA** (Figura 5.22). Se puede observar claramente en la siguiente figura, como el paso a régimen natural teórico provoca una sustitución de vegetación herbácea por **RA** en los puntos más cercanos al cauce, así como que uno de los puntos **TV** de la ribera derecha, en la zona situada más al suroeste, se simulan también como **RA**.

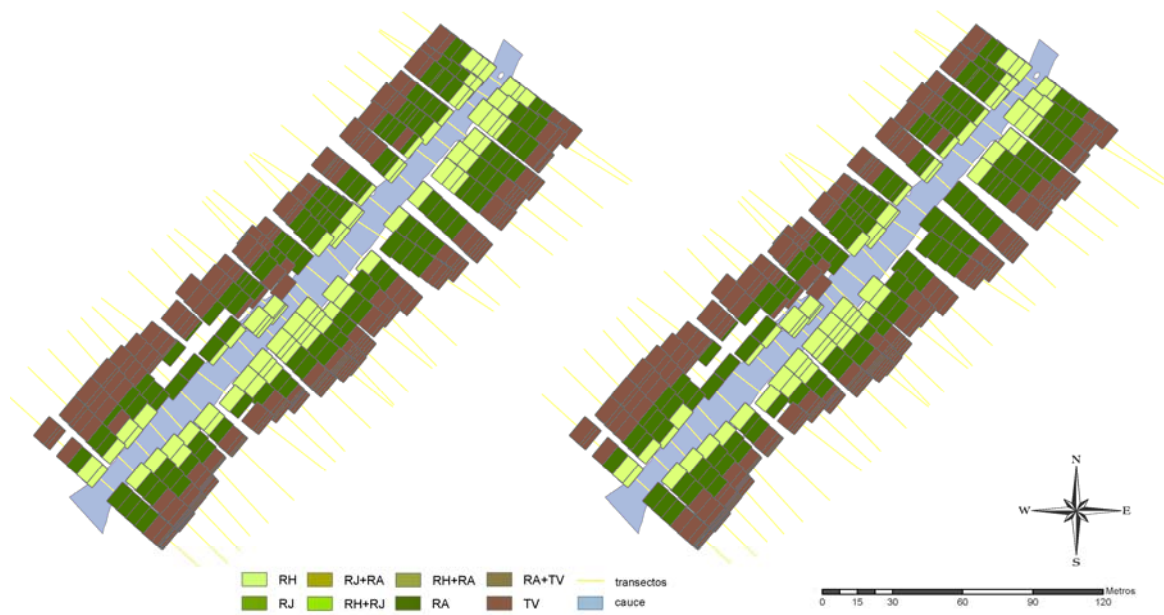


Figura 5.22. Tipos funcionales de vegetación simulados en el tramo Lorcha con la serie histórica de caudales regulados (izquierda) y el escenario de caudales teóricos en régimen natural (derecha).

Tormo (Río Mijares)

Al analizar las variaciones de la regulación en Tormo respecto al régimen natural teórico se observó un patrón diferente a los obtenidos en los dos tramos anteriores. Aquí, es la vegetación terrestre (**TV**) la que incrementó su presencia hasta triplicarla cuando los caudales estaban regulados (Tabla 5.16).

Tabla 5.16. Tipos funcionales de vegetación observados y resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los caudales regulados históricos y del escenario de paso a régimen natural teórico de caudales del tramo Tormo.

Paso a régimen natural: Tormo (Río Mijares)		
Tipo Funcional	Régimen alterado (caudales históricos)	Régimen natural (caudales teóricos)
RH	71.43%	73.47%
RJ	0.00%	0.00%
RA	16.33%	22.45%
TV	12.24%	4.08%
RIBERA	87.76%	95.92%

El descenso de la vegetación de ribera (**RIBERA**) del 8.16% se vio repartido entre las dos categorías riparias, siendo mayor el efecto sobre los árboles adultos y grandes arbustos de ribera (**RA**) con un descenso del 6.12%, y menor sobre las herbáceas (**RH**) con tan solo una reducción del 2.04%.

Este incremento de la vegetación terrestre fue probablemente debido al incremento de humedad del suelo en la zona no saturada como consecuencia de los riegos en la zona de ribera. Este efecto de los riegos se incorporó en el análisis del régimen histórico alterado a través de la serie de precipitación, como se describió en el apartado de series hidrometeorológicas. Independientemente de este efecto, si se observó que se cumplía la tendencia observada en Lorcha, donde las **RA** eran las más perjudicadas con la regulación (Figura 5.23), lo cual contrasta fuertemente con los resultados obtenidos en el tramo Terde, independientemente de la estacionalidad de la demanda.

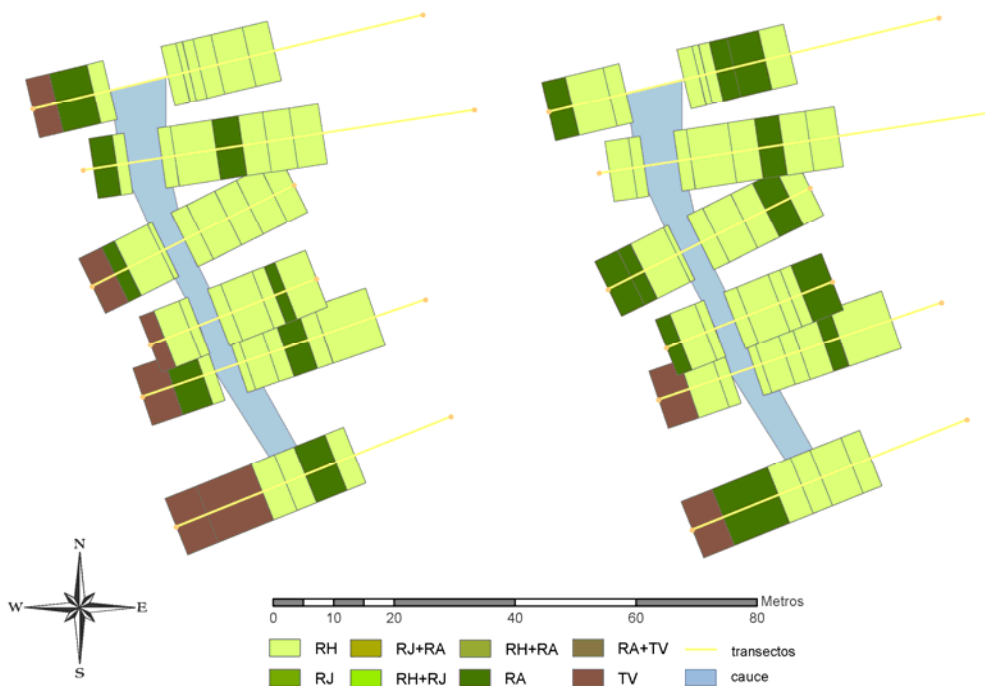


Figura 5.23. Tipos funcionales de vegetación simulados en el tramo Tormo con la serie histórica de caudales regulados (izquierda) y el escenario de caudales teóricos en régimen natural (derecha).

Influencia de la regulación sobre la vegetación de ribera

En definitiva se observó como, en los distintos escenarios de regulación con demanda no consuntiva en el tramo Terde del Río Mijares, tanto la estacionalidad de la demanda como el caudal demandado podían afectar ligeramente a las proporciones de vegetación riparia y terrestre.

Si se notaron mayores diferencias al analizar los tipos funcionales riparios por separado, situación en la que el volumen de embalse afectaba a las proporciones, además de los caudales y la estacionalidad de la demanda.

Se concluyó también, a la vista de los resultados que la vegetación riparia se veía favorecida por la regulación en los casos en los que existía un caudal constante a lo largo del año, más aún cuando se aplicaba un incremento del caudal estacional y sobre todo cuando estos caudales eran elevados. En estos casos se observó una mejora de los dos tipos funcionales riparios simulados **RA** y **RH**. Aunque no se notó una mejoría importante de la proporción de riparias en los escenarios de demanda agrícola, en los que el caudal es escaso los meses de invierno y abundante en verano, tampoco se notó un empeoramiento respecto a la situación en régimen natural del tramo. Si se observó una leve mejora en la proporción de riparias con caudales medios de demanda (Q_{50}) así como variaciones entre los tipos funcionales de vegetación riparia al incrementarse el número de árboles adultos y grandes arbustos de ribera respecto a las herbáceas riparias cuando los caudales eran elevados.

El análisis del paso a régimen natural en los tramos regulados mostró que la regulación producía un descenso de la vegetación terrestre y del tipo funcional **RA** a favor del tipo **RH**, en el caso de Lorcha del Río Serpis. La disminución de las **RA** no es acorde con lo observado en el análisis de los escenarios de regulación en Terde, aunque si coinciden en ambos casos en que el incremento de **RH** y el descenso de **TV** se produce en las zonas más cercanas al cauce.

En el caso de Tormo del Río Mijares la situación es diferente. Aquí la regulación provoca que se triplique el porcentaje de puntos simulados como vegetación

terrestre, en detrimento mayoritariamente del grupo **RA**, aunque también se produce un descenso de **RH**.

Por tanto no se han evidenciado conclusiones generalizables a todos los tramos extraídos a partir de estos análisis, aunque considerando la excelente calidad de la calibración del modelo en el tramo Lorcha del Río Serpis y el buen ajuste de la validación en el tramo Terde del Río Mijares, se consideran más fiables los resultados obtenidos en el análisis de escenarios en estos dos tramos.

5.2.2.- Modificaciones por detracción de caudales

En este segundo punto de resultados se analizan los diferentes escenarios de detracción de caudales en el Terde del río Mijares.

La metodología fue la misma que en el apartado de regulación, calculándose el índice de evapotranspiración (ET_{ind}) medio mediante el modelo RibAV para cada uno de los tipos funcionales de vegetación simulados. Nuevamente, el tipo funcional simulado en cada punto correspondió al de mayor ET_{ind} medio.

Como se comentó en el apartado de descripción, estos escenarios de detracción de caudales se analizaron considerando los mismos escenarios de caudal y estacionalidad de la demanda que en el caso anterior, eliminando la presa del sistema y considerando la demanda consuntiva.

Se mantuvo además un caudal mínimo, variable mes a mes, que correspondía al 10% de los caudales medios mensuales de la serie de caudales disponible para el tramo de estudio. La evaluación de los resultados se realizó por comparación con los resultados de la simulación de referencia (Tabla 5.17).

Tabla 5.17. Tipos funcionales de vegetación correspondientes a la simulación con RibAV de los caudales históricos del tramo Terde en régimen natural de caudales.

Simulación de referencia: Caudales históricos	
Tipo Funcional	Puntos simulados
RH	35.76 %
RJ	0.00 %
RA	18.18 %
TV	46.06 %
RIBERA	53.94 %

Tabla 5.18. Resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los escenarios de detracción de caudales por demandas hidroeléctricas, urbanas y agrícolas en el tramo Terde.

Detracción de demandas hidroeléctricas				
Tipo Funcional	Q20	Q50	Q80	Q100
RH	30.91%	27.88%	26.67%	26.67%
RJ	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
RA	21.21%	22.42%	24.24%	24.24%
TV	47.88%	49.70%	49.09%	49.09%
RIBERA	52.12%	50.30%	50.91%	50.91%
Detracción de demandas urbanas				
Tipo Funcional	Q20	Q50	Q80	Q100
RH	28.48%	27.88%	26.67%	26.67%
RJ	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
RA	23.64%	23.03%	24.24%	24.24%
TV	47.88%	49.09%	49.09%	49.09%
RIBERA	52.12%	50.91%	50.91%	50.91%
Detracción de demandas agrícolas				
Tipo Funcional	Q20	Q50	Q80	Q100
RH	28.48%	28.48%	28.48%	28.48%
RJ	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
RA	23.64%	24.24%	25.45%	24.85%
TV	47.88%	47.27%	46.06%	46.67%
RIBERA	52.12%	52.73%	53.94%	53.33%

En los resultados de los diferentes escenarios de detracción (Tabla 5.18) se observó como en todos los casos la proporción de vegetación de ribera se reducía simulándose muchos de los puntos tradicionalmente riparios como vegetación terrestre (**TV**), a excepción del escenario de demanda agrícola con detracción de

caudal Q_{80} , en el que los porcentajes de **RIBERA** y **TV** se conservaron respecto a la simulación de referencia, en régimen natural de caudales. Si se observó, tanto en este escenario como en todos los demás, que la detracción de caudales producía un descenso importante de la presencia del grupo **RH**, respecto a la simulación de referencia, compensándose con un incremento del tipo funcional **RA**, que provocó que las diferencias entre las proporciones de **RIBERA** y **TV** no fueran demasiado evidentes. En el escenario de demanda agrícola con detracción de caudal Q_{80} (Figura 5.24) estos cambios pueden observarse en los transectos 4, 5, 9, 10, 12, 16, 17 y 19, produciéndose siempre a lo largo de todo el tramo, únicamente en la ribera izquierda.

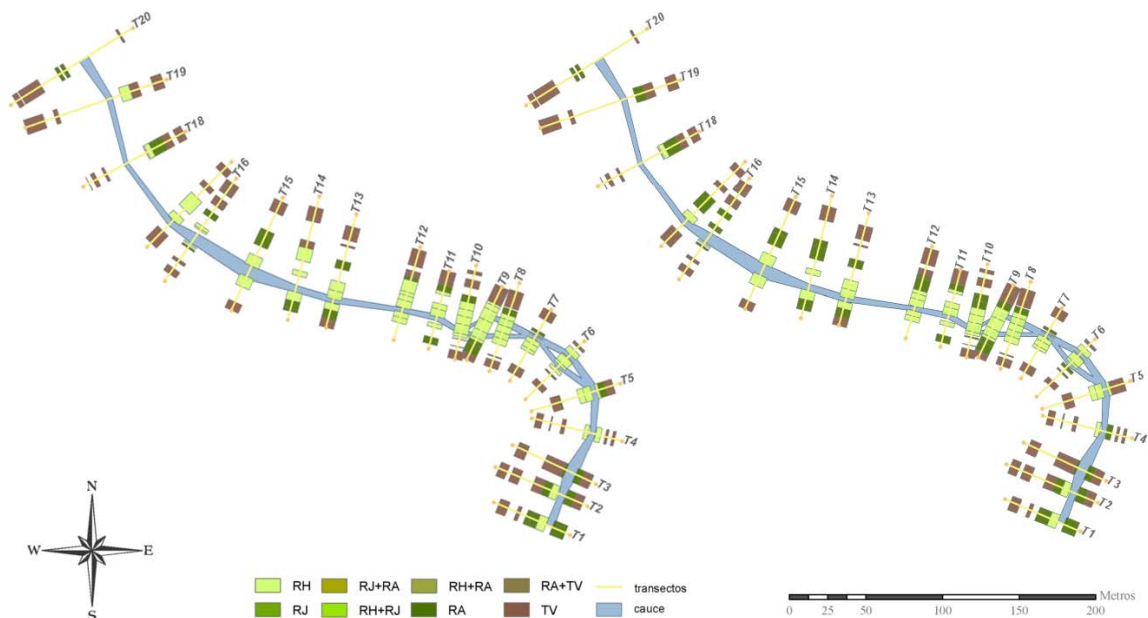


Figura 5.24. Tipos funcionales de vegetación simulados en el tramo Terde con la serie histórica de caudales naturales (izquierda) y el escenario de detracción de caudales (Q_{80}) con demandas agrícolas (derecha).

Las detracciones por demanda agrícola fueron las que menos perjudicaron a la vegetación de ribera, a igualdad de proporción de caudales.

Los escenarios más perjudiciales para la vegetación riparia fueron los correspondientes a detracción de caudales cuando el caudal demandado superaba el 50% del caudal medio diario de la serie histórica de caudales y no presentaba estacionalidad o tenía un incremento estacional, es decir, los

escenarios Q_{50} , Q_{80} y Q_{100} correspondientes a demandas hidroeléctricas y urbanas. A medida que el caudal demandado se incrementaba, se observó un descenso en la vegetación herbácea de ribera (**RH**) que fue sustituida en las zonas más cercanas del cauce por otro tipo funcional ripario, con mayor capacidad para alcanzar mayores profundidades de nivel freático y mayor capacidad para transpirar de la zona no saturada (**RA**). Estas variaciones se pueden observar a lo largo de toda la ribera izquierda del tramo, más concretamente en los transectos 4, 6, 10, 11, 12 y de forma muy evidente en los transectos 14, 16, 17 y 19 (Figura 5.25). En las zonas más alejadas, por el contrario, **RA** fue remplazada por **TV**, por lo que se produjo un estrechamiento de las bandas riparias paralelas al cauce en los transectos 5, 14 y 15 (Figura 5.25). Además dejaron de observarse diferencias entre ambas estacionalidades de demanda (Figura 5.25) en los escenarios de caudal elevado (Q_{80} y Q_{100}).

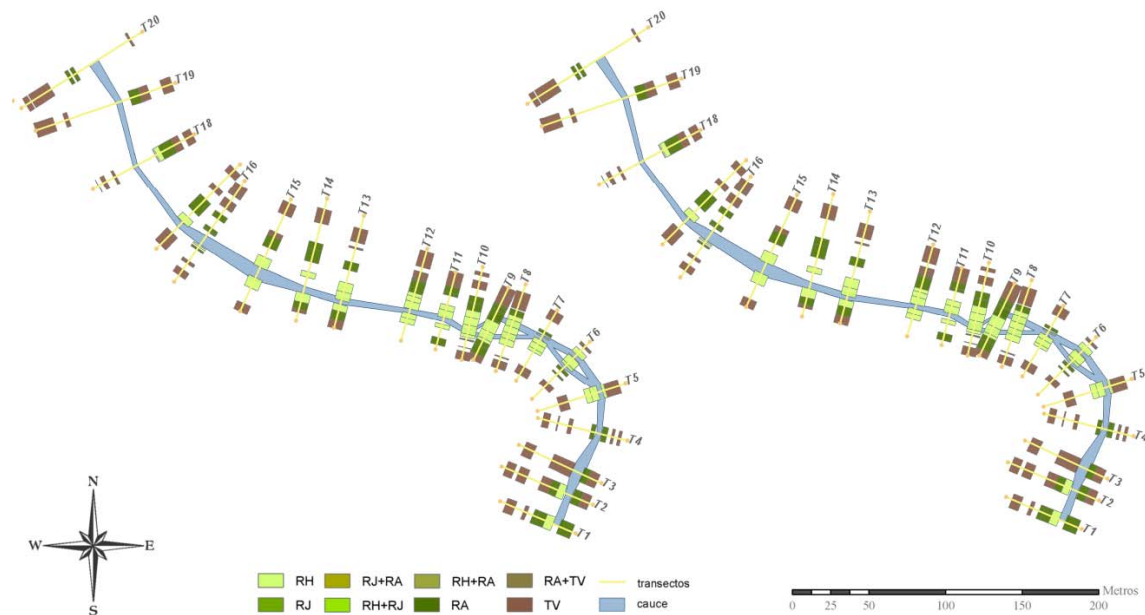


Figura 5.25. Tipos funcionales de vegetación simulados en el tramo Terde para los escenarios de detección de caudales Q_{100} . Izquierda: demandas hidroeléctricas. Derecha: demandas urbanas.

Cuando el caudal detraído era pequeño (Q_{20}) la proporción de **RIBERA** vs. **TV** se conservaba entre demandas hidroeléctricas y urbanas. Sin embargo, al analizar los grupos riparios **RA** y **RH** se observó que la estacionalidad estival de la demanda urbana perjudicaba a las **RH** mejorando el porcentaje de **RA** en un 2.43% del total de puntos de simulación (Tabla 5.18). Con un caudal medio de

Q_{50} , las **RH** conservaron su porcentaje idéntico entre las demandas hidroeléctricas y las urbanas, un 7.88% inferior a la simulación con la serie hidrológica histórica de referencia. Sin embargo, las **RA** incrementaron su porcentaje ligeramente cuando las demandas eran urbanas respecto a las hidroeléctricas, siendo en todos los casos superior a las de la simulación de referencia.

En definitiva se observó como la reducción de caudales en el tramo perjudicaba seriamente a las herbáceas de ribera (**RH**) y a en menor medida a la vegetación de ribera en su conjunto. Aunque la vegetación terrestre (**TV**) ganó terreno a las riparias en estos escenarios, se observó también una mejora de los árboles adultos y grandes arbustos de ribera (**RA**), mayor cuanto más caudal era desviado del tramo y sobre todo cuando la estacionalidad de la demanda era agrícola.

Se consideró muy probable que, el hecho de que la vegetación riparia en su conjunto no se viera especialmente afectada por los escenarios más pesimistas, se diera como consecuencia del mantenimiento de un caudal mínimo medioambiental. Este caudal mínimo de mantenimiento, aunque pequeño, supone un requisito fundamental para la conservación de las riberas. A la vista de estos resultados surgió la necesidad de analizar en mayor profundidad el efecto de los caudales mínimos medioambientales sobre la zonación de la vegetación en las riberas, análisis que se muestra en el apartado siguiente.

5.2.3.- Modificaciones por establecimiento de caudales mínimos medioambientales

Para evaluar los efectos de la selección de caudales mínimos en la preservación de las riberas se seleccionaron los escenarios de regulación V_{100} y Q_{80} correspondientes a las demandas hidroeléctrica, urbana y agrícola.

Los escenarios de caudal mínimo correspondieron a ***Q_{min} 10%*** y ***Q_{min} 20%***, que equivalen al 10% y al 20% del caudal medio diario de la serie histórica de caudales. La estacionalidad de estos caudales mínimos se analizó mediante tres escenarios: sin estacionalidad, con estacionalidad estival y, por último, con estacionalidad mensual, como se describió en el apartado de descripción de escenarios.

Nuevamente se tomaron como referencia los resultados obtenidos a partir de la simulación con los caudales históricos en régimen natural (Tabla 5.19).

Tabla 5.19. Tipos funcionales de vegetación correspondientes a la simulación con RibAV de los caudales históricos del tramo Terde en régimen natural de caudales.

Simulación de referencia: Caudales históricos	
Tipo Funcional	Puntos simulados
RH	35.76 %
RJ	0.00 %
RA	18.18 %
TV	46.06 %
RIBERA	53.94 %

En el análisis de estos escenarios de caudal mínimo se observó como, al diferenciar entre los grupos ***RIBERA*** y ***TV***, aún cuando los caudales medioambientales eran pequeños (***Q_{min}10%***), se conservaban satisfactoriamente las proporciones respecto a la simulación de referencia, a excepción de la estacionalidad mensual con la que se vio levemente desfavorecida (Tabla 5.20).

Por el contrario, cuando se incrementó ligeramente el caudal mínimo medioambiental (***Q_{min}20%***) se observó, en el caso de la demanda hidroeléctrica, una mejora en la presencia de vegetación de ribera y se potenció el resultado al plantear la estacionalidad mensual de los caudales mínimos (Tabla 5.21).

En todos los escenarios de ***Q_{min}*** planteados se observó que el grupo ***RH*** reducía su presencia a favor del grupo ***RA***. Por otra parte, cuanto mayor es el caudal mínimo medioambiental establecido más se asemejan los resultados a los de la

simulación de referencia, estando aún lejos en el escenario más optimista de los aquí planteados (**Q_{min} 20%**).

Tabla 5.20. Resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los escenarios de caudal mínimos Q_{min}10% medioambientales con diferentes estacionalidades y detracción de caudales por demandas hidroeléctricas, urbanas y agrícolas en el tramo Terde.

Establecimiento de Q_{min}10% con demandas hidroeléctricas			
Tipo Funcional	Sin estacionalidad	Estacionalidad estival	Estacionalidad mensual
RH	26.06%	26.06%	26.67%
RJ	0.00%	0.00%	0.00%
RA	27.88%	27.88%	26.67%
TV	46.06%	46.06%	46.67%
RIBERA	53.94%	53.94%	53.33%
Establecimiento de Q_{min}10% con demandas urbanas			
Tipo Funcional	Sin estacionalidad	Estacionalidad estival	Estacionalidad mensual
RH	26.06%	26.06%	26.67%
RJ	0.00%	0.00%	0.00%
RA	27.88%	27.88%	26.67%
TV	46.06%	46.06%	46.67%
RIBERA	53.94%	53.94%	53.33%
Establecimiento de Q_{min}10% con demandas agrícolas			
Tipo Funcional	Sin estacionalidad	Estacionalidad estival	Estacionalidad mensual
RH	26.06%	26.06%	26.67%
RJ	0.00%	0.00%	0.00%
RA	27.88%	27.88%	26.67%
TV	46.06%	46.06%	46.67%
RIBERA	53.94%	53.94%	53.33%

Tabla 5.21. Resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los escenarios de caudal mínimos $Q_{min20\%}$ medioambientales con diferentes estacionalidades y detracción de caudales por demandas hidroeléctricas, urbanas y agrícolas en el tramo Terde.

Establecimiento de $Q_{min20\%}$ con demandas hidroeléctricas			
Tipo Funcional	Sin estacionalidad	Estacionalidad estival	Estacionalidad mensual
RH	27.88%	27.88%	28.48%
RJ	0.61%	0.61%	0.00%
RA	26.06%	26.06%	26.67%
TV	45.45%	45.45%	44.85%
RIBERA	54.55%	54.55%	55.15%
Establecimiento de $Q_{min20\%}$ con demandas urbanas			
Tipo Funcional	Sin estacionalidad	Estacionalidad estival	Estacionalidad mensual
RH	27.88%	27.88%	28.48%
RJ	0.61%	0.61%	0.00%
RA	26.06%	26.06%	26.06%
TV	45.45%	45.45%	45.45%
RIBERA	54.55%	54.55%	54.55%
Establecimiento de $Q_{min20\%}$ con demandas agrícolas			
Tipo Funcional	Sin estacionalidad	Estacionalidad estival	Estacionalidad mensual
RH	27.88%	27.88%	28.48%
RJ	0.61%	0.61%	0.00%
RA	26.06%	26.06%	26.06%
TV	45.45%	45.45%	45.45%
RIBERA	54.55%	54.55%	54.55%

Se comprobó además que con un caudal mínimo medioambiental equivalente al 20% de los caudales medios de la serie de caudales, aparecían algunos puntos de simulación del tipo funcional **RJ** (juveniles y pequeños arbustos de ribera), lo que aporta diversidad a la ribera y presumiblemente mejora su calidad (Tabla 5.21). Este hecho no se observó en el análisis de la estacionalidad mensual de caudales mínimos. Sin embargo si se observó como con esta estacionalidad la presencia de **RH** se veía favorecida, respecto a otros escenarios, e incluso se mejoraba la presencia de **RA** cuando las detracciones del cauce no presentan estacionalidad.

Con este planteamiento de escenarios queda demostrado que a pesar de ser pequeño el caudal medioambiental establecido, e independientemente de su estacionalidad, la presencia de grandes arbustos y árboles de ribera (**RA**) se ve favorecida respecto a la simulación de referencia con resultados asociados al régimen histórico de mayores caudales que tienen una gran variabilidad. Si bien plantear caudales mínimos medioambientales variables mes a mes puede parecer perjudicial cuando los caudales son pequeños, al plantear unos caudales suficientemente altos para la conservación de las riberas la estacionalidad mensual es beneficiosa para la vegetación de ribera en su conjunto, especialmente si los caudales detraídos del cauce no presentan estacionalidad. Se observó además que la vegetación de ribera en su conjunto mejora mediante el mantenimiento de **Q_{min}_{20%}**, no solo frente a los escenarios de **Q_{min}_{10%}** sino también respecto a la simulación de referencia (Figura 5.26).

El escenario más beneficioso para la vegetación riparia de los aquí analizados, corresponde al escenario **Q_{min}_{20%}** con estacionalidad mensual y demandas hidroeléctricas constantes (**V₁₀₀** y **Q₈₀**). En este escenario se pudo observar (Figura 5.26) como nuevamente es la ribera izquierda la más susceptible de sufrir sustitución de vegetación terrestre (**TV**) a árboles riparios y grandes arbustos de ribera (**RA**) en los transectos 5, 14, 16. Sin embargo, puede observarse en la ribera derecha del transecto 20 la sustitución de **TV** por **RA** en uno de los puntos de simulación, el que se encontraba más cerca del cauce. Además es en la ribera izquierda donde se producen mayores cambios de **RH** a **RA**, en los transectos 4,

9, 10, 12, 14, 16, 17 y 19; mientras que solo se observaron dos sustituciones de este tipo en la ribera derecha, en los transectos 6 y 10.



Figura 5.26. Tipos funcionales de vegetación simulados en el tramo Terde con la serie histórica de caudales naturales (izquierda) y el escenario de caudales mínimos medioambientales (Q_{min20}) con estacionalidad mensual y demandas hidroeléctricas (derecha)

Desde otro punto de vista, y si lo que se pretende es conservar las condiciones actuales de la zonación en la vegetación de ribera, hay que considerar que no es suficiente un caudal mínimo correspondiente al 20% de los caudales medios de la serie de caudales disponibles para aproximar el resultado de los diferentes tipos funcionales de vegetación riparia a los de referencia, viéndose perjudicado el grupo **RH** y beneficiado **RA** en todos los escenarios analizados.

Sin embargo, hay que tener en cuenta que un incremento de estos caudales mínimos favorecerá una mayor presencia de vegetación riparia, lo que parece indicar que la zonación natural es difícilmente alcanzable mediante una estacionalidad mensual invariable para todos los años de la serie.

Se considera por tanto deseable, a la hora de establecer un régimen de caudales para el mantenimiento de la zona de ribera, no solo que se establezcan caudales mínimos suficientemente elevados y con estacionalidad mensual, sino que

además exista una variabilidad año a año que simulen las variaciones hidrológicas características de la zona, diferenciando al menos entre tres tipos de año: húmedo, medio y seco.

**ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE
CAMBIO CLIMÁTICO Y POSIBLES
EFECTOS SOBRE LA ZONACIÓN DE LA
VEGETACIÓN DE RIBERA**

6.- ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO Y SUS POSIBLES EFECTOS SOBRE LA ZONACIÓN DE LA VEGETACIÓN DE RIBERA

Las modificaciones antrópicas en los sistemas de recursos hídricos, así como la influencia de la acción humana en las variaciones del clima tienen importantes consecuencias en los sistemas naturales y socioeconómicos. La perspectiva inquietante de una sociedad que tendrá que adaptarse a un futuro incierto y las posibles implicaciones ecológicas, sociales, económicas y políticas de tales cambios ambientales han suscitado no solamente el interés de la comunidad científica, sino también la preocupación de los representantes políticos, las administraciones y el ciudadano común (Comité científico de la Red Temática CLIVAR-España, 2006).

La operación en los embalses utiliza el pasado hidrológico para establecer una guía en la toma de decisiones del embalse. Los requerimientos hídricos de la vegetación de ribera, así como de la fauna asociada a las masas de agua continentales, han sido evaluados con información histórica de temperatura, disponibilidad de agua, requerimientos de agua en el suelo, etc. En este contexto el Panel Intergubernamental de Expertos para el Cambio Climático (IPCC) ha indicado recientemente que la zona mediterránea constituye una de las regiones mas susceptibles a los posibles impactos del cambio climático, aunque las previsiones tienen todavía un alto grado de incertidumbre (IPCC, 2007).

Esto implica que, en relación con la gestión de los recursos hídricos, los registros en el pasado de las condiciones hidrológicas no deberían ser una guía fiable para el futuro y las condiciones de diseño y manejo de los sistemas hidráulicos deberían ser planificados en la actualidad para mitigar los posibles efectos del cambio climático (Hernández *et al.*, 2007; Barriendos, 2008; Vargas *et al.*, 2008; Baldasano-Recio, 2009; Estrela-Monreal, 2009; Garrote de Marcos, 2009).

Similarmente, el IPCC (IPCC, 2001b) concluyó ya hace algunos años que los gestores del agua deberían de empezar “una reexaminación sistemática de los criterios en el diseño, reglas reoperación, planes de contingencia, y políticas de reparto del agua”.

Es imprescindible para una correcta gestión de los Recursos Hídricos conocer y comprender las consecuencias asociadas a las diferentes actuaciones antrópicas, tanto directas, por ejemplo la modificación del régimen de caudales, como indirectas, entre las que destacan cada vez con mayor relevancia los efectos del cambio climático.

La Convención Marco sobre el Cambio Climático (CMCC, 1992), define el cambio climático como: “cambio del clima atribuido directa o indirectamente a actividades humanas que alteran la composición de la atmósfera mundial, y que viene a añadirse a la variabilidad natural del clima observada durante períodos de tiempo comparables”.

Durante el último siglo se ha observado un incremento de 0,5° C en la temperatura media del planeta. Los escenarios del cuarto informe de proyecciones futuras comparadas con la historia reciente del IPCC (2007) prevén un incremento en la temperatura de la Tierra durante los próximos años entre 0,5 y 4° C para el 2100. Lo más habitual es que los cambios en el clima se hagan en referencia a un periodo de tiempo, y el clima estándar de referencia es el tomado entre 1961 y 1990; extrapolando este intervalo y variando diferentes parámetros y se obtienen los escenarios. Los escenarios más optimistas estiman el incremento de temperatura en los siguientes 100 años como el mismo incremento registrado

desde que hay medidas instrumentales; los más pesimistas sin embargo consideran que este incremento puede ser hasta 8 veces mayor (0,5 – 4° C).

Además de la temperatura, existen otros cambios como la presión atmosférica, los vientos, la humedad, siendo uno de los más importantes la Precipitación. En cuanto al régimen de precipitaciones hay aún bastante variabilidad entre los resultados de los diferentes modelos aunque por lo general parece que, entre 2090 y 2099, se incrementarán las precipitaciones en los Polos y el Ecuador y se volverán más áridas las zonas de los trópicos.

Los escenarios son futuros múltiples y posibles, plausibles; no son predicciones sino relatos alternativos de cómo puede evolucionar en el futuro el entorno general o global que nos permiten explorar diferentes hipótesis. Según el IPCC los escenarios climatológicos son descripciones coherentes y consistentes de cómo el sistema climático de la Tierra puede cambiar en el futuro. Sin embargo se plantean diferentes problemas a la hora de abordar la generación de escenarios pues las previsiones se basan en la información histórica y, al cambiar los factores externos, el comportamiento no tiene por que ser igual que en el pasado.

La forma de abordar los estudios a futuro es mediante escenarios. Estos deben acotarse en unos rangos racionales y serán la forma de analizar las posibles situaciones de futuro, desde la más favorable hasta la más desfavorable. La finalidad última de estos estudios es prepararse para esos posibles futuros y adecuar la gestión que el ser humano hace del entorno natural.

Generalmente, los modelos climatológicos tienen como dato de entrada los escenarios de los modelos de emisiones y proporcionan resultados traducidos a variables climáticas. En modelos climáticos de circulación global no hay un alto grado de detalle, por lo que surge la necesidad de desarrollar modelos regionales que detallen los resultados en zonas más concretas (bajada de escala).

De los modelos climatológicos regionales se han obtenido escenarios de precipitación, temperatura, etc. (Hernández *et al.*, 2007). A partir de estos resultados se pueden evaluar, mediante modelos hidrológicos y de calidad de las

aguas, cambios en los recursos hídricos naturales, cambios en la vegetación de la cuenca, cambios en las condiciones de calidad, modelos de requerimientos de agua en los cultivos, etc (Figura 6.1). De estos resultados se pueden obtener conclusiones mediante modelos de gestión de recursos acerca de los cambios en la disponibilidad de recursos.

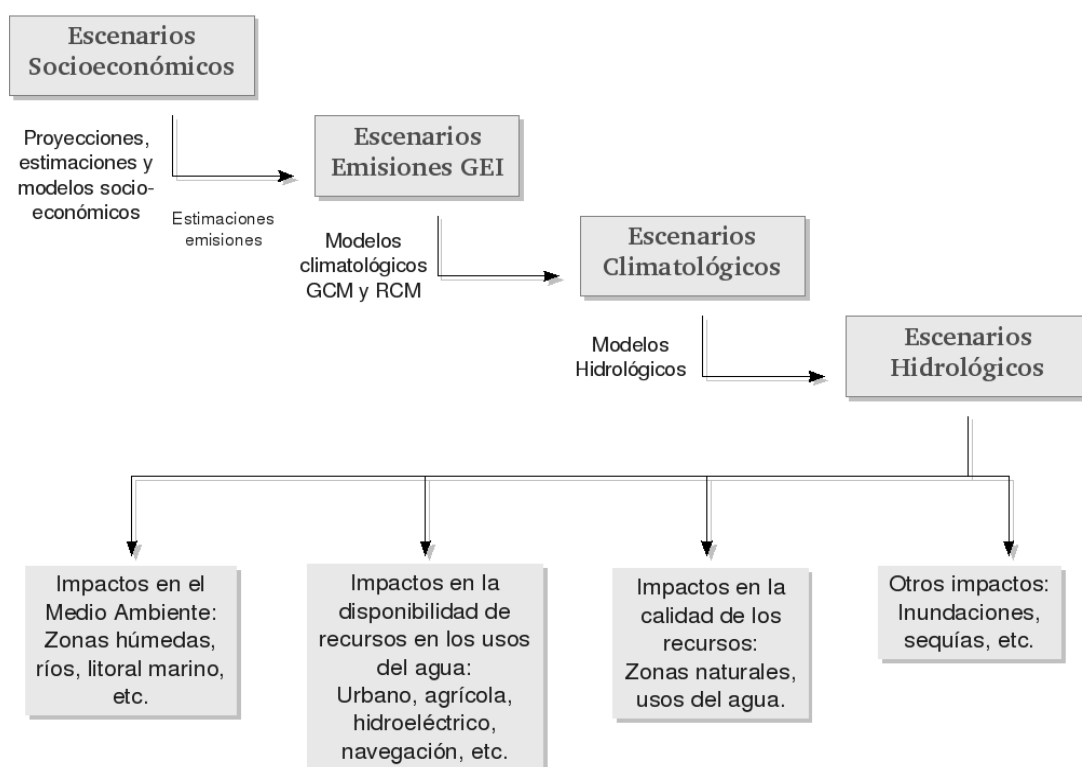


Figura 6.1. Esquema descriptivo del uso de escenarios en estudios de cambio climático.

En el Programa Nacional sobre el Clima (MOPTMA, 1995), elaborado por la Comisión Nacional del Clima, se analizan los resultados que proporcionan los modelos de circulación general para España. La evolución más probable del clima peninsular español, se sintetiza en un aumento de temperatura media anual que oscilaría entre 1 y 4° C, siendo ligeramente mayores esos aumentos en verano y descensos generales de los valores de la precipitación media anual comprendidos entre el 5% y el 15%. Se estima una tendencia hacia una concentración temporal de la precipitación, así como a una mayor variabilidad anual e interanual, lo que implicaría un aumento de los períodos secos y una mayor torrencialidad de las precipitaciones.

Posteriormente, en 1998, el Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX (CEDEX, 1998) desarrolló un estudio en el que se utilizaron tres tipos de escenarios climáticos: escenarios sintéticos con incremento de las temperaturas en +1, +2° C y cambios porcentuales de la precipitación y escenarios climáticos a partir del modelo de circulación general océano-atmósfera HadCM2 (*Hadley Centre for Climate Prediction and Research*). Las salidas del modelo HadCM2 consisten en las medias mensuales de cada año de la temperatura máxima (° C), la temperatura mínima (° C), la precipitación (mm), la velocidad del viento ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), la humedad relativa (%) y la radiación (MJ/m^2).

El modelo que mejor representa las condiciones climáticas globales actuales es el HadCM3. Este modelo ha sido elegido por la mayor parte de los especialistas en el tema porque ofrece unos resultados del clima actual que son los que, en general, más se asemejan a las observaciones en el hemisferio norte (Mitchell y Johns, 1997).

Sin embargo, para responder a las preguntas que la posibilidad de un cambio climático plantea se requieren resoluciones temporales y espaciales cada vez más detalladas, así como información sobre un mayor número de variables, razón por la cual se están desarrollando modelos climáticos regionales. En la actualidad sólo se dispone de escenarios regionales obtenidos a partir de los resultados de los modelos de circulación general, con todas las limitaciones y cautelas que ello supone.

Los modelos regionales de clima (RCM) son considerados como la técnica más prometedora para realizar proyecciones realistas de cambio climático a escala regional (UCLM, 2005). Los RCM son esencialmente similares al módulo atmosférico de cualquier modelo de circulación global, pero se aplican a un área limitada del globo con más resolución.

Las consecuencias ecológicas del cambio climático sobre la vegetación de ribera dependen en gran medida de la tasa y la magnitud de cambio de distintas variables fundamentales para el desarrollo adecuado de la misma como la

temperatura, pero sobre todo, y más en los climas semiáridos como el de la zona de estudio, la disponibilidad de agua.

6.1.- Escenarios de cambio climático

El modelo de clima regional PROMES utiliza los escenarios climáticos del modelo de circulación general HadCM2 y del HadCM3. El modelo HadCM2 para obtener los escenarios climáticos del futuro utiliza los escenarios de emisiones previstas en el segundo informe del IPCC, IS92 (IPCC 1994) y el HadCM3 utiliza los escenarios de emisiones SRES/IE-EE del IPCC (IPCC 2002).

El PROMES fue desarrollado por el grupo de Modelización para el Medio Ambiente y el Clima (MOMAC) del Instituto de Ciencias Ambientales de la Universidad de Castilla-La Mancha en Toledo. El objetivo básico del PROMES es generar los escenarios climáticos necesarios para realizar estudios sobre los efectos del cambio climático en diversas áreas, como pueden ser los recursos hídricos o cualquier otra área específica. Estos escenarios climáticos futuros han sido obtenidos por el Instituto Nacional de Meteorología y por el modelo PROMES (Gallardo *et al.* 2001) de la Universidad Castilla de la Mancha. Recientemente se han utilizado los escenarios del Modelo Regional de Clima PROMES para el estudio de eventos climáticos extremos en el Mediterráneo (Sánchez *et al.*, 2004).

En 2007 Hernández presentó en su tesis doctoral una evaluación integrada de los impactos del cambio climático en los sistemas de recursos hídricos complejos, aplicada al caso concreto de la Confederación Hidrográfica del Júcar (Hernández *et al.*, 2007). Las variables obtenidas de los escenarios climáticos corresponden a las variables climáticas de temperaturas y precipitaciones para los diferentes periodos de tiempo estimados para el futuro (Gallardo *et al.* 2001). Los periodos de tiempo considerados en esta tesis corresponden a 2010-2040, 2040-2070 y 2070-2100, tomando como referencia el periodo 1960-1990. Con los escenarios climáticos futuros se modificaron las condiciones actuales y se obtuvieron nuevas condiciones climáticas, para las cuales se calcularon las aportaciones actuales y futuras por medio del modelo lluvia - escorrentía PATRICAL (Pérez, 2005).

Los resultados obtenidos en este trabajo indican que los incrementos en la temperatura tendrán mayores efectos en las aportaciones que los cambios que se presenten en la precipitación. Las reducciones en las aportaciones, según su análisis, son mayores cuando además de incrementarse la temperatura disminuye también la precipitación hasta en un 25%, lo que ocasiona que se presenten cambios muy críticos en las aportaciones, con reducciones comprendidas entre un 50-60% en las cabeceras de la cuenca en el periodo 2070-2100. Las disminuciones en las aportaciones son más acusadas en la parte alta de la cuenca, es decir la aportación disminuye en forma gradual desde Alarcón (49.3%) hacia la salida al mar (38.9%). En resumen se tendrán menores recursos en la parte alta de la cuenca y los efectos del cambio climático serán mayores que en la parte baja.

La cuenca del Mijares es un caso especial por presentar diferentes condiciones a las que se han comentado anteriormente para los casos de las cuencas del Júcar, el Turia y el Palancia, ya que aunque los valores de las aportaciones actuales son menores en la parte alta y media de la cuenca, las reducciones previstas en porcentaje son menores en la parte alta (29.4%) y van incrementando hacia la parte baja de la cuenca (salida al mar, 37.2%).

En esta cuenca, al presentarse una combinación de resultados (menores aportaciones y menores disminuciones porcentuales) en la parte alta de la cuenca, y mayores aportaciones y mayores disminuciones (en relación porcentual) en la parte baja de la cuenca, no es posible identificar una tendencia, que evidencie donde se presentarán los mayores efectos del cambio climático. No obstante, si concluye que al presentarse una reducción de las aportaciones futuras, tanto en la parte alta como en la parte baja de la cuenca, los efectos del cambio climático se manifestaran en una reducción en las aportaciones que se puede traducir como una disminución de los recursos hídricos.

En esencia, según Hernández, el cambio climático en la CHJ causará una reducción de las aportaciones hídricas que se traduce en una disminución de los recursos hídricos disponibles.

Se han tomado de esta tesis los escenarios siguientes de variaciones de temperatura (° C), precipitación media mensual (mm) y aportaciones (m³/s) a escala mensual:

- i) **HadCM2 – INM 2010-2040.** Toma como condiciones de contorno los resultados del modelo océano-atmósfera de circulación general (MCGAO-A) HadCM2, con base a los escenarios de emisiones IS92, y realiza la bajada de escala en base a los escenarios del Instituto Nacional de Meteorología (INM) para dar como resultado el escenario a escala regional para el periodo 2010-2040, tomando como periodo de referencia los años 1960-1990. La resolución horizontal de las simulaciones es de 55 Km.
- ii) **HadCM2 – INM 2040-2070.** Toma como condiciones de contorno los resultados del modelo océano-atmósfera de circulación general (global) HadCM2, con base a los escenarios de emisiones IS92, y realiza la bajada de escala en base a los escenarios del Instituto Nacional de Meteorología (INM) para dar como resultado el escenario a escala regional para el periodo 2040-2070, tomando como periodo de referencia los años 1960-1990. La resolución horizontal de las simulaciones es de 55 Km.
- iii) **HadCM2 – INM 2070-2100.** Toma como condiciones de contorno los resultados del modelo océano-atmósfera de circulación general (global) HadCM2, con base a los escenarios de emisiones IS92, y realiza la bajada de escala en base a los escenarios del Instituto Nacional de Meteorología (INM) para dar como resultado el escenario a escala regional para el periodo 2070-2100, tomando como periodo de referencia los años 1960-1990. La resolución horizontal de las simulaciones es de 55 Km.
- iv) **HadCM3 – PROMES B2 2070-2100.** Toma como condiciones de contorno los resultados del modelo océano-atmósfera de circulación general (global) HadCM3, con base a los escenarios de emisiones SRES B2, y realiza la bajada de escala en base al modelo PROMES para dar como resultado el escenario a escala regional para el periodo 2070-2100, tomando como

periodo de referencia los años 1960-1990. La resolución horizontal de las simulaciones es de 50 Km.

- v) **HadCM3 – PROMES A2 2070-2100.** Toma como condiciones de contorno los resultados del modelo océano-atmósfera de circulación general (global) HadCM3, con base a los escenarios de emisiones SRES A2, y realiza la bajada de escala en base al modelo PROMES para dar como resultado el escenario a escala regional para el periodo 2070-2100, tomando como periodo de referencia los años 1960-1990. La resolución horizontal de las simulaciones es de 50 Km.

Los escenarios climáticos regionales del Instituto Nacional de Meteorología, fueron obtenidos a partir del HadCM2 del Centro Hadley para la investigación del clima (Reino Unido). El HadCM2 es un MCGAO-A que emplea la hipótesis de que los gases efecto invernadero aumentan a razón del 1% anual y considera los sulfatos reales en la parte que hay datos de observación y datos prescritos hasta 2100 con arreglo al escenario denominado IS92a de los escenarios de emisiones de IS92 del IPCC (1994). La metodología utilizada de "downscaling" o mejora de la resolución se realizó por métodos estadísticos y consistió en pasar de 9 puntos del modelo global (HadCM2) a 203 puntos distribuidos en una rejilla rectangular cuyo espaciado es de aproximadamente 55 km. Esta metodología fue desarrollada por la Fundación para la Investigación del Clima (FIC) para el Instituto Nacional de Meteorología (INM) a través de una colaboración con el Servicio de Variabilidad y Predicción del Clima, en el marco del Plan Nacional del Clima.

El modelo PROMES (Pronóstico a Mesoescala) es un modelo regional que parte de los campos de salida del MCGAO-A del Hadley Centre for Climate Prediction and Research conocido como HadCM2 y en su nueva versión como HadCM3. El modelo HadCM2 para obtener los escenarios climáticos del futuro utiliza los escenarios de emisiones previstas en el segundo informe del IPCC, IS92 (IPCC 1994) y el HadCM3 utiliza los escenarios de emisiones SRES/IE-EE del IPCC (IPCC 2002). El PROMES fue desarrollado por el grupo de Modelización para el

Medio Ambiente y el Clima (MOMAC) del Instituto de Ciencias Ambientales de la Universidad de Castilla-La Mancha en Toledo.

6.1.1.- Metodología para el cálculo de escenarios de cambio climático en tramos con régimen natural de caudales

De los tramos de estudio abarcados en este estudio se han seleccionado aquellos que se encuentran en régimen natural, para evaluar el posible efecto del cambio climático en base a los escenarios climáticos e hidrológicos propuestos (Gallardo *et al.*, 2001; Hernández *et al.*, 2007).

Se puede considerar que, en el proceso de cambio climático, ciertas características del clima varían a lo largo del tiempo, principalmente de temperatura y de precipitación, de tal modo que pueden ser sistematizadas mediante los estadísticos de las series. Para simular los efectos de los diferentes escenarios en los tramos naturales se pueden adaptar las series históricas a las nuevas condiciones climáticas (en cada ventana o periodo de tiempo) siempre que sus estadísticos se mantengan constantes en toda la duración de la serie, y que por tanto éstos sean independientes en el tiempo. Es importante comprobar que la serie tomada como base es estacionaria, pues de no ser así se deberá realizar una transformación para eliminar la tendencia.

Para crear series con las características de los escenarios futuros aplicables al modelo RibAV se han empleado las series históricas de partida en el periodo de referencia 1960-1990 y se han modificado para que sus estadísticos coincidan con las previsiones de cada escenario. Se han interpolado espacialmente los valores correspondientes a las variaciones de los escenarios propuestos en los casos que se ha considerado oportuno, dado que la malla de puntos de dichos escenarios tiene una resolución espacial entre 50-55 Km. Los escenarios climáticos considerados han sido los del modelo HadCM2-INM para los periodos

2010-2040, 2040-2070 y 2070-2100 y los del modelo regional HadCM3-PROMES para el periodo 2070-2100.

Las series diarias de temperatura del periodo de referencia se han incrementado de forma aditiva. Sin embargo, en el caso de las series de precipitación y aportaciones se han modificado en modo multiplicativo, dado que se pretende que las nuevas series sean capaces de reflejar la situación futura a escala diaria en los diferentes escenarios y conserven sus estadísticos independientes en toda su duración.

A continuación (Tabla 6.1) se pueden observar las variaciones previstas en las temperaturas (° C) previstas por estos modelos en los distintos escenarios y, de nuevo, según los tramos de estudio analizados.

Tabla 6.1. Variaciones de temperatura (° C) previstas por los diferentes escenarios, en los tramos de estudio.

Tramos	Modelo y Escenario	Periodo	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
Terde	HadCM2-INM IS92a	2010-2040	0.9	0.3	0.7	0.1	1.4	-0.3	1.5	1.5	1.3	1.6	0.8	0.6
		2040-2070	1.6	1.6	1.7	0.9	1.4	1.1	2.3	2.5	2.4	2.1	2.0	1.5
		2070-2100	3.3	2.5	3.4	2.4	3.5	3.0	3.6	4.4	4.2	4.1	3.8	3.1
	HadCM3-PROMES B2 HadCM3-PROMES A2	2070-2100	2.1	1.9	1.1	2.1	3.8	4.6	5.2	5.0	4.0	3.1	2.9	2.3
		2070-2100	2.9	3.1	3.1	3.1	4.5	5.1	6.0	5.7	4.8	4.2	3.8	3.5
Rabo del Batán	HadCM2-INM IS92a	2010-2040	1.0	0.5	0.7	0.2	1.6	-0.6	1.8	1.8	1.3	1.7	1.2	0.6
		2040-2070	1.9	1.9	1.6	0.8	1.5	1.2	2.5	2.9	2.8	2.4	2.4	1.8
		2070-2100	3.6	2.9	3.5	2.6	4.3	3.6	4.1	5.1	4.7	4.8	4.6	3.6
	HadCM3-PROMES B2 HadCM3-PROMES A2	2070-2100	2.2	2.0	1.2	2.3	4.1	4.9	5.4	5.3	4.3	3.2	2.9	2.3
		2070-2100	2.9	3.1	3.5	3.4	5.0	5.4	6.2	6.1	5.0	4.3	3.9	3.5

En la siguiente tabla (Tabla 6.2) se muestran las variaciones en la precipitación (mm) previstas por los diferentes modelos en los distintos escenarios, según los tramos de estudio.

Tabla 6.2. Variaciones de precipitación (mm) previstas por los diferentes escenarios, en los tramos de estudio.

Tramos	Modelo y Escenario	Periodo	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
Terde	HadCM2-INM IS92a	2010-2040	8.3	6.2	12.9	6.7	-0.8	11.7	-2.9	-0.3	1.6	-6.7	-1.7	6.3
		2040-2070	13.7	4.9	12.9	0.7	-5.3	3.2	-2.7	8.9	-3.8	6.5	0.8	1.3
		2070-2100	27.4	12.5	17.0	-2.9	-8.3	4.9	12.1	2.1	2.0	-7.8	3.1	5.2
	HadCM3-PROMES B2 HadCM3-PROMES A2	2070-2100	-7.6	-12.6	-11.0	3.2	-28.6	-12.2	-15.9	-29.1	-4.0	3.4	-4.7	6.8
		2070-2100	-19.1	-21.9	-14.0	-5.8	-30.7	-13.7	-16.6	-31.1	-4.9	-7.2	17.6	13.8
		2070-2100	-19.1	-21.9	-14.0	-5.8	-30.7	-13.7	-16.6	-31.1	-4.9	-7.2	17.6	13.8
Rabo del Batán	HadCM2-INM IS92a	2010-2040	15.1	-5.0	16.4	10.4	-5.8	12.2	-2.7	1.4	3.9	-1.8	-8.3	10.1
		2040-2070	18.7	10.9	30.7	10.4	-1.9	3.2	-2.0	9.8	-3.3	7.0	-1.1	4.1
		2070-2100	46.1	3.6	26.9	3.9	-12.8	2.4	14.0	4.2	1.6	-5.4	-7.1	4.2
	HadCM3-PROMES B2 HadCM3-PROMES A2	2070-2100	-2.8	-5.0	-6.2	-1.7	-16.2	-10.9	-13.1	-21.2	-4.6	2.4	-8.9	5.4
		2070-2100	-5.3	-7.0	-12.3	-6.4	-15.6	-9.0	-15.7	-21.3	4.2	-6.9	-0.5	5.5
		2070-2100	-5.3	-7.0	-12.3	-6.4	-15.6	-9.0	-15.7	-21.3	4.2	-6.9	-0.5	5.5

En base a estos escenarios mensuales se han optimizado los factores correctores de las series diarias de precipitación de tal modo que la media mensual para cada una de las series correspondiera con los escenarios propuestos. Estos factores correctores se especifican en la Tabla 6.3.

Tabla 6.3. Factores correctores de las series diarias de precipitación.

Tramos	Modelo y Escenario	Periodo	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
Terde	HadCM2-INM IS92a	2010-2040	1.297	1.219	1.443	1.146	0.989	1.210	0.902	0.992	1.039	0.884	0.974	1.143
		2040-2070	1.495	1.159	1.430	1.009	0.909	1.057	0.911	1.221	0.924	1.110	1.013	1.029
		2070-2100	1.979	1.422	1.580	0.933	0.862	1.089	1.395	1.050	1.039	0.866	0.948	1.119
	HadCM3-PROMES B2 HadCM3-PROMES A2	2070-2100	0.724	0.581	0.620	1.069	0.521	0.782	0.479	0.264	0.922	1.057	0.917	1.155
		2070-2100	0.306	0.272	0.516	0.876	0.485	0.756	0.456	0.214	0.905	0.879	1.311	1.315
		2070-2100	0.306	0.272	0.516	0.876	0.485	0.756	0.456	0.214	0.905	0.879	1.311	1.315
Rabo del Batán	HadCM2-INM IS92a	2010-2040	1.307	0.915	1.375	1.197	0.899	1.283	0.833	1.085	1.096	0.973	0.857	1.183
		2040-2070	1.380	1.186	1.703	1.197	0.967	1.074	0.876	1.598	0.919	1.105	0.981	1.074
		2070-2100	1.938	1.062	1.616	1.074	0.777	1.056	1.868	1.256	1.039	0.919	0.878	1.076
	HadCM3-PROMES B2 HadCM3-PROMES A2	2070-2100	0.946	0.915	0.858	0.968	0.717	0.747	0.188	0.000	0.887	1.036	0.847	1.098
		2070-2100	0.892	0.880	0.718	0.879	0.728	0.791	0.027	0.000	1.103	0.896	0.991	1.100
		2070-2100	0.892	0.880	0.718	0.879	0.728	0.791	0.027	0.000	1.103	0.896	0.991	1.100

Se ha comentado anteriormente que es muy difícil identificar las tendencias de los caudales hidrológicos. Este hecho se debe a dos razones principales. En primer lugar, porque la información de las tendencias son cortas y muchos de los datos que se procesan son de cuencas con una larga historia de intervención humana. En segundo lugar, la variabilidad sobre el tiempo en el comportamiento hidrológico es muy alta, particularmente en ambientes secos, y la detección de alguna señal es difícil. Si en una región, una tendencia en la escurrentía es identificada, sería muy difícil atribuir esta tendencia al cambio climático porque otros factores están en un proceso dinámico.

Siguiendo la línea de los resultados obtenidos por Hernández (2007), se han analizado los resultados ofrecidos por el modelo PATRICAL de variación de las aportaciones para los diferentes escenarios respecto a la situación en el periodo de referencia, en los embalses de Arenós y Benageber (Figura 6.2).

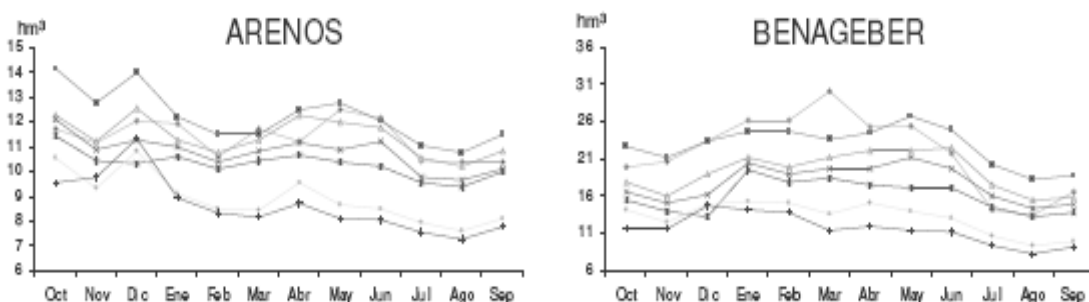


Figura 6.2. Escenarios hidrológicos utilizados (Fuente: Hernández, 2007).

Con esta información se han calculado los nuevos escenarios hidrológicos para los tramos Terde del Río Mijares y Rabo del Batán del Río Cabriel, como se muestra en la siguiente tabla (Tabla 6.4) de variación de las aportaciones medias mensuales (%):

Tabla 6.4. Variaciones de aportaciones (%) previstas por los diferentes escenarios, en los tramos de estudio.

Tramos	Modelo y Escenario	Periodo	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
Terde	HadCM2-INM IS92a	2010-2040	-13.5	-13.3	-10.0	-8.2	-6.1	-3.4	-4.8	-7.0	-1.7	-7.2	-8.3	-6.9
		2040-2070	-14.2	-14.1	-18.6	-9.0	-9.6	-6.0	-11.1	-14.1	-6.7	-11.7	-11.0	-13.8
		2070-2100	-19.1	-18.0	-26.4	-12.3	-13.0	-11.2	-15.1	-19.5	-14.2	-14.4	-14.7	-13.8
	HadCM3-PROMES B2	2070-2100	-24.1	-26.6	-21.4	-26.2	-26.1	-26.7	-23.8	-31.3	-29.2	-28.8	-30.3	-31.0
	HadCM3-PROMES A2	2070-2100	-33.3	-22.7	-18.6	-26.2	-27.8	-30.2	-30.2	-37.5	-33.3	-32.4	-33.0	-31.9
Rabo del Batán	HadCM2-INM IS92a	2010-2040	-23.9	-24.2	-22.9	-16.0	-22.0	-12.1	-9.4	-17.9	-10.0	-14.5	-18.9	-18.6
		2040-2070	-29.6	-28.9	-33.3	-19.6	-24.4	-19.6	-21.2	-21.6	-24.0	-20.0	-24.9	-25.0
		2070-2100	-33.5	-34.6	-47.1	-23.6	-30.8	-24.6	-30.6	-37.3	-32.8	-30.0	-29.7	-26.1
	HadCM3-PROMES B2	2070-2100	-39.1	-41.2	-39.6	-40.0	-40.0	-45.0	-39.6	-47.8	-48.0	-45.5	-45.4	-47.3
	HadCM3-PROMES A2	2070-2100	-49.1	-44.5	-40.0	-44.0	-44.8	-52.1	-51.0	-56.7	-53.6	-51.0	-55.1	-48.9

En base a estos escenarios mensuales se han optimizado los factores correctores de las series diarias de caudal (m³/s). Con estos factores (Tabla 6.5) la media mensual corresponde con los escenarios propuestos:

Tabla 6.5. Factores correctores de las series diarias de aportaciones.

Tramos	Modelo y Escenario	Periodo	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
Terde	HadCM2-INM IS92a	2010-2040	0.865	0.867	0.900	0.918	0.939	0.966	0.952	0.930	0.983	0.928	0.917	0.931
		2040-2070	0.858	0.859	0.814	0.910	0.904	0.940	0.889	0.859	0.933	0.883	0.890	0.862
		2070-2100	0.809	0.820	0.736	0.877	0.870	0.888	0.849	0.805	0.858	0.856	0.853	0.862
	HadCM3-PROMES B2	2070-2100	0.759	0.734	0.786	0.738	0.739	0.733	0.762	0.687	0.708	0.712	0.697	0.690
	HadCM3-PROMES A2	2070-2100	0.667	0.773	0.814	0.738	0.722	0.698	0.698	0.625	0.667	0.676	0.670	0.681
Rabo del Batán	HadCM2-INM IS92a	2010-2040	0.761	0.758	0.771	0.840	0.780	0.879	0.906	0.821	0.900	0.855	0.811	0.814
		2040-2070	0.704	0.711	0.667	0.804	0.756	0.804	0.788	0.784	0.760	0.800	0.751	0.750
		2070-2100	0.665	0.654	0.529	0.764	0.692	0.754	0.694	0.627	0.672	0.700	0.703	0.739
	HadCM3-PROMES B2	2070-2100	0.609	0.588	0.604	0.600	0.600	0.550	0.604	0.522	0.520	0.545	0.546	0.527
	HadCM3-PROMES A2	2070-2100	0.509	0.555	0.600	0.560	0.552	0.479	0.490	0.433	0.464	0.490	0.449	0.511

6.1.2.- Escenarios de variación de la precipitación

Ajustadas las series diarias, a los diferentes escenarios propuestos, se han analizado los valores medios mensuales y los coeficientes de variación por comparación con los observados en el periodo de referencia (1960-1990).

Tramo Terde del Río Mijares

No se observan cambios considerables en la precipitación en los tres primeros escenarios en el tramo Terde del Mijares (Figura 6.3). En cualquier caso no se puede concluir que exista una clara tendencia al descenso de las precipitaciones basándonos en los resultados de los mismos.

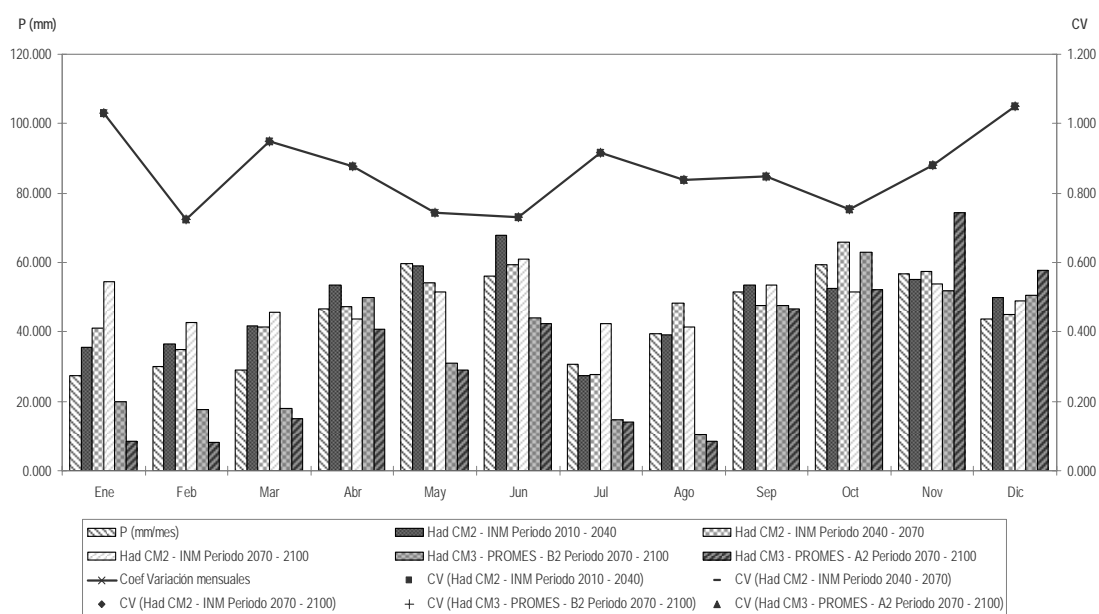


Figura 6.3. Distribución mensual de las precipitaciones del tramo Terde del Mijares en los diferentes escenarios analizados.

Se observa como en muchos de los casos las previsiones de estos escenarios plantean incrementos en las precipitaciones mensuales. Esto puede justificarse por las condiciones de contorno empleadas, las del MCGAO-A HadCM2, el cual no prevé variaciones porcentuales significativas de las precipitaciones anuales en

el entorno de la Confederación Hidrográfica del Júcar, durante el presente siglo (CEDEX, 1998).

Los escenarios correspondientes a los resultados del PROMES anidados en el modelo HadCM3, reflejan para estos tramos del Mijares un descenso claro de las precipitaciones anuales para el periodo 2070-2100 (Figura 6.3).

Más interesante que la variación en cantidad de precipitación es la variación en la distribución mensual de las mismas. Se observa claramente un cambio en la distribución de las precipitaciones de los meses correspondientes al final del invierno (Enero y Febrero) y a los meses primaverales (Marzo-Junio), reduciéndose considerablemente respecto al periodo de referencia y concentrándose las mayores precipitaciones en otoño e inicios del invierno según los escenarios HadCM3-PROMES B2 y A2 en ese periodo.

Tramo Rabo del Batán del Río Cabriel

Son menores las variaciones previstas por los escenarios en las precipitaciones del tramo Rabo del Batán del Cabriel (Figura 6.4).

Son mayores las precipitaciones mensuales previstas por los tres escenarios HadCM2-INM 2010-2040, 2040-2070 y 2070-2100 en la mayoría de los meses del año, siendo menores que el valor del periodo de referencia los últimos meses del año y no en todos los casos.

Destaca la previsión de un incremento en las precipitaciones estivales en las ventanas 2040-2070 (Agosto) y 2070-2100 (Julio) cuando las predicciones de otros escenarios parecen apuntar a descensos bastante críticos de las mismas. En esta última ventana además se plantea un posible incremento de las precipitaciones durante el primer cuatrimestre del año, sin implicar a priori un descenso sustancial en otros meses.

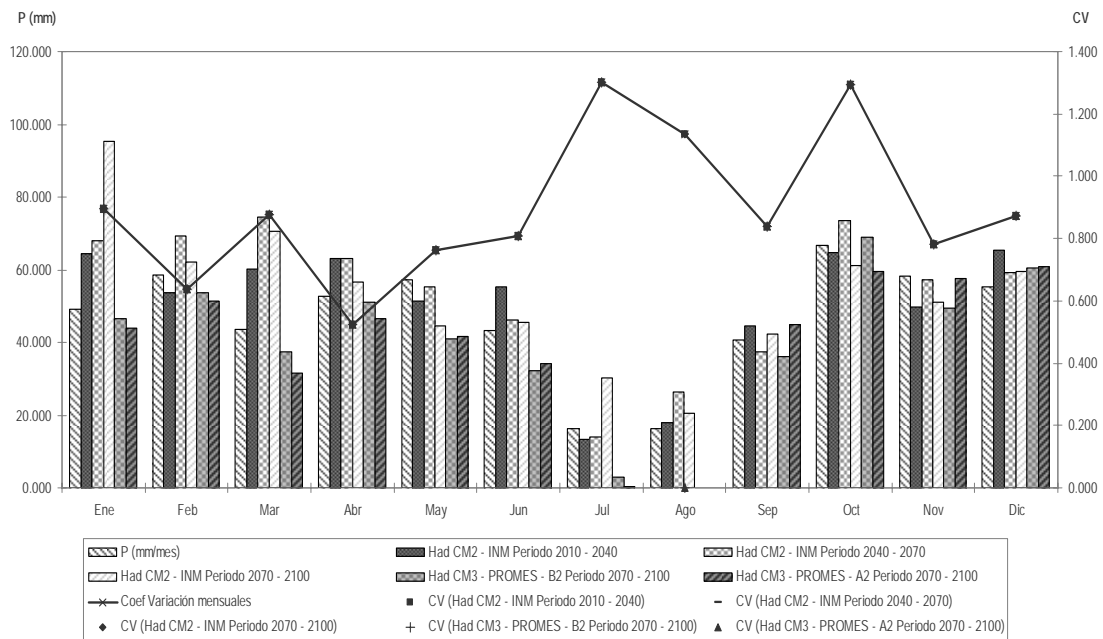


Figura 6.4. Distribución mensual de las precipitaciones de los tramo Rabo del Batán del Cabriel en los diferentes escenarios analizados.

No son tan optimistas los escenarios HadCM3-PROMES B2 y A2. Se confirma el cambio de patrón anual de precipitaciones, al igual que en el caso del Mijares, con mayores precipitaciones los últimos cuatro meses que en los restantes (Figura 6.4). En general la precipitación mensual disminuirá respecto al periodo de referencia la mayor parte del año, siendo esta situación más crítica durante los meses estivales, llegando a anularse la precipitación por completo en ambos escenarios durante el mes de agosto, motivo por el que también se ha considerado nulo el coeficiente de variación de los escenarios, y prácticamente en Julio. En los meses otoñales se prevé que se mantengan aproximadamente los valores medios mensuales respecto a 1960-1990, por lo que el balance global anual se plantea con un descenso de las precipitaciones en la zona de estudio.

El que existan estas diferencias entre los escenarios HadCM2-INM y HadCM3-PROMES se justifica por el hecho de que en los primeros se toma como dato de entrada los escenarios de emisiones IS92 y en los segundos los escenarios SRES. Para España, los escenarios IS92 proyectan un cambio en la temperatura promedio de 2.5° C y aumentos en las precipitaciones para el siglo XXI, en cambio, los últimos escenarios climáticos SRES del IPCC indican que las

temperaturas futuras aumentaran en promedio 4° C y las precipitaciones anuales disminuirán para el siglo XXI. Ante los cambios previstos en los últimos escenarios climáticos, muy posiblemente en el futuro se producirá una disminución de las precipitaciones entre el 5% y el 15% (valores medios anuales) en los tramos de estudio, siendo esta más acusada durante los meses estivales.

Las precipitaciones son más difíciles de estimar que las temperaturas, debido esencialmente a que la ocurrencia de precipitación en cualquier lugar y momento está ligada a procesos físicos que resultan más difíciles de simular correctamente por los modelos, mientras que los procesos que determinan la temperatura del aire junto al suelo están más condicionados por la estacionalidad de la radiación solar que llega al planeta a lo largo del año, cuyo cálculo se realiza con mucha certidumbre.

6.1.3.- Escenarios de variación de la temperatura y la ET_0

Al contrario que en el análisis de las precipitaciones, al analizar las variaciones de temperatura, si se observa una clara tendencia al incremento de las mismas, en los tramos de estudio, entre 1° C y 4° C a lo largo del siglo XXI para los escenarios planteados.

Los escenarios de incremento de temperaturas proyectados (Figura 6.5) demuestran nuevamente que el patrón climático cambia dentro del año, pudiendo modificarse no solo las temperaturas y las precipitaciones, sino también sus patrones estacionales. Mientras que los escenarios HadCM2-INM (IS92) prevén mayores incrementos los últimos seis meses del año, los escenarios HadCM3-PROMES (SRES) plantean un futuro en el que se sufrirán mayores incrementos en los meses estivales, ya de por sí considerablemente más calurosos que los invernales en nuestras latitudes.

En el caso de la ET_0 todos coinciden en que los mayores incrementos de producirán los meses estivales (Figuras 6.5 y 6.6). Dado que la estimación de la

ET_0 es dependiente de la temperatura, y puesto que no es posible diferenciar con la información de partida entre los incrementos sufridos por las temperaturas máximas, mínimas y medias, con la información de partida, no es de extrañar que el patrón mensual de incremento en la ET_0 se corresponda con el de las temperaturas, observándose incrementos previstos que oscilan entre 0,1 y 0,8 mm/día de media, a escala mensual, para el periodo 2070-2100.

En los tramos estudiados en este apartado, Rabo del Batán del río Cabriel y Terde del río Mijares, se observa un único incremento negativo medio de la ET_0 en Junio, durante el periodo 2010-2040. Este descenso previsto de las temperaturas contrasta con los incrementos cercanos a los 2° C de los meses adyacentes al mismo, Mayo y Julio, que junto con Agosto son los que presentan mayores incrementos durante este periodo. Los incrementos son ligeramente más pronunciados en el caso del Cabriel, aunque el patrón estacional observado en ambas estaciones es muy parecido.

Tanto en la ventana 2010-2040 como en el periodo 2040-2070 se prevén mayores incrementos durante el verano y el otoño que en invierno y primavera. Sin embargo el aumento de las temperaturas invernales no se espera que provoque incrementos en la ET_0 superiores a 0.1 mm/día. En el periodo 2070-2100, el escenario HadCM2-INM (Figura 6.5) se muestra ligeramente más optimista en cuanto a los incrementos de temperatura estival se refiere, que los escenarios HadCM3-PROMES. En aquel se espera que llegue a alcanzarse los 5° C de incremento en el mes de agosto, siendo las previsiones de un grado inferior en Julio y menor en Junio.

Los escenarios HadCM3-PROMES (Figura 6.6), por el contrario, plantean un recrudescimiento de las temperaturas entre Mayo y Septiembre, que alcanzará 6° C de incremento en el escenario más pesimista (SRES A2) y 5° C en el menos (SRES B2). En estos últimos, los incrementos previstos de las temperaturas invernales son, por el contrario, menores que los propuestos por HadCM2-INM, por lo que el incremento medio anual esperado para 2070-2100, de 4° C, es comparable en todos los casos, no así la distribución de dichos incrementos a lo largo del año.

A pesar de este hecho, si se observa un patrón similar de aumento de la ET_0 en todos ellos, siendo mayor el incremento de la ET_0 diaria en los meses de verano y menor, aunque también positivo, durante el periodo invernal.

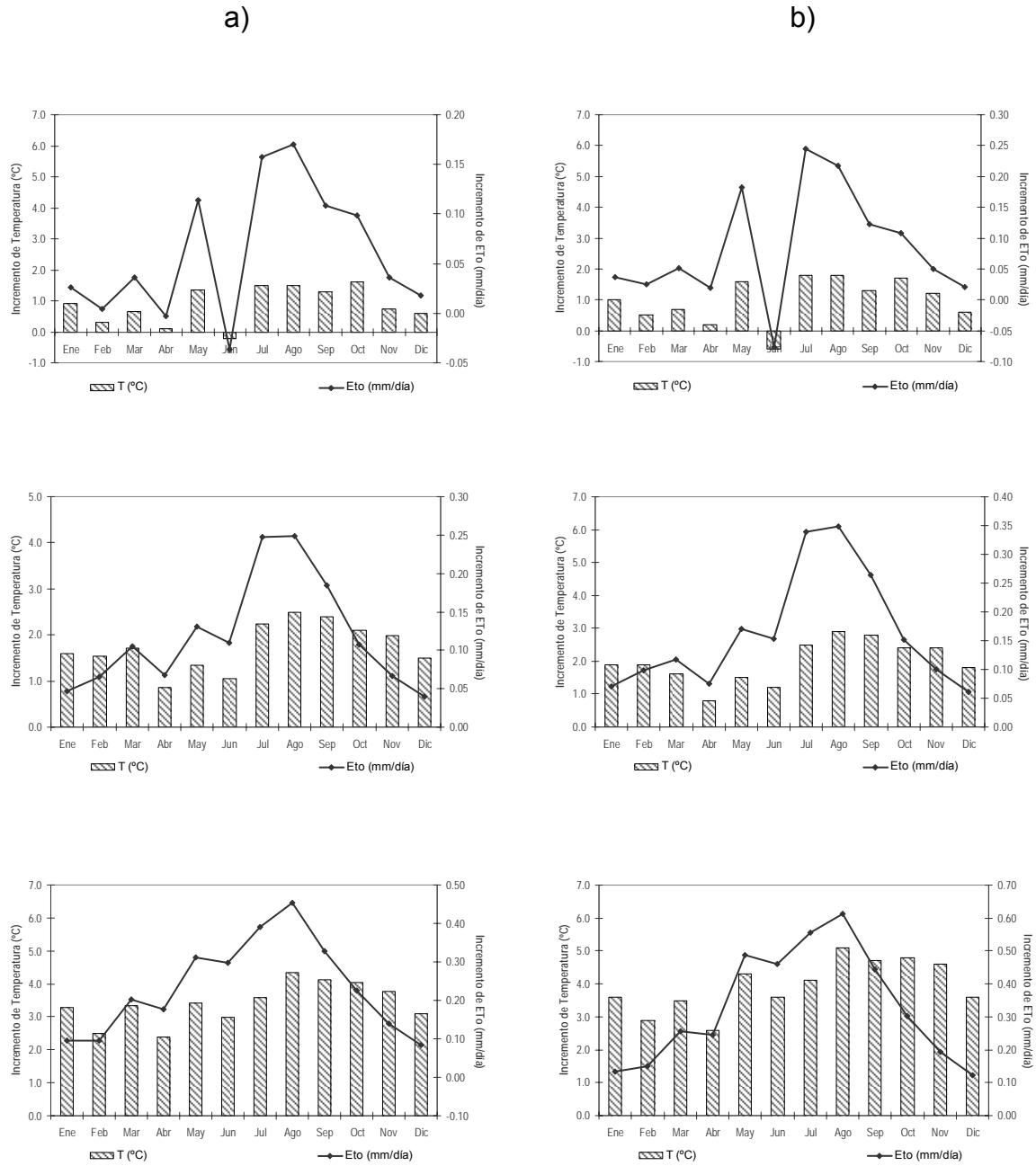


Figura 6.5. Incrementos de temperatura y ET_0 en los diferentes periodos planteados, 2010-2040 (arriba), 2040-2070 (centro) y 2070-2100 (abajo), con el MCGAO-A HadCM2 regionalizado con INM y en base al escenario de emisión IS92. a) Tramo Terde del río Mijares, b) Tramo Rabo del Batán del río Cabriel.

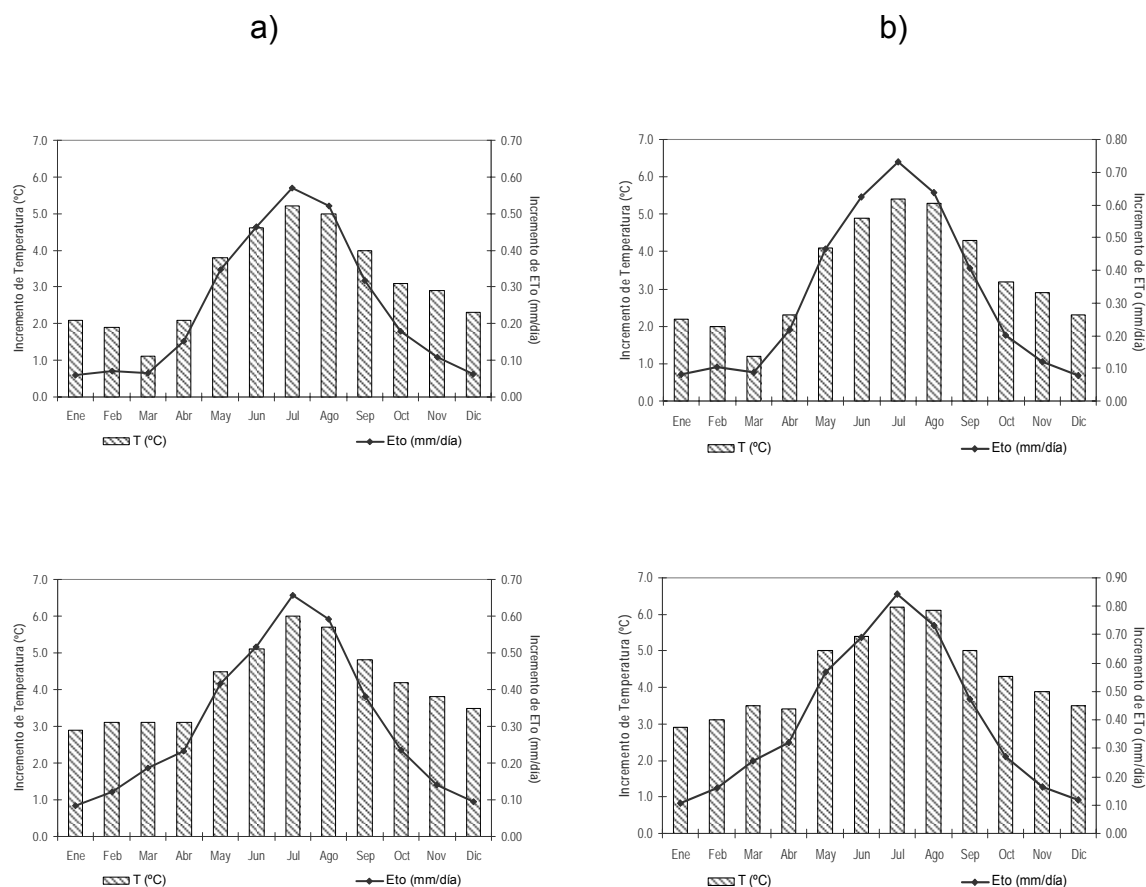


Figura 6.6. Incrementos de temperatura y ET₀ en el periodo 2070-2100, con el MCGAO-A HadCM3 regionalizado con PROMES y en base a los escenarios de emisión SRES B2 (arriba) y A2 (abajo).
 a) Tramo Terde del río Mijares, b) Tramo Rabo del Batán del río Cabriel.

Tramo Terde del Río Mijares

Al contrario que ocurría en los escenarios de variación de la precipitación, en este caso si se observa un claro incremento de la evapotranspiración potencial, que no es significativo los meses invernales pero supone incrementos de aproximadamente 1 mm/d de media en los escenarios más pesimistas (Figura 6.7). Estos incrementos no son extremos, sin embargo pueden tener un efecto perjudicial sobre la vegetación de ribera si esta situación se combina con un descenso en las aportaciones o una variación en el régimen de las mismas, hecho que es previsible vistas las posibles variaciones de temperatura y precipitación anteriormente analizadas.

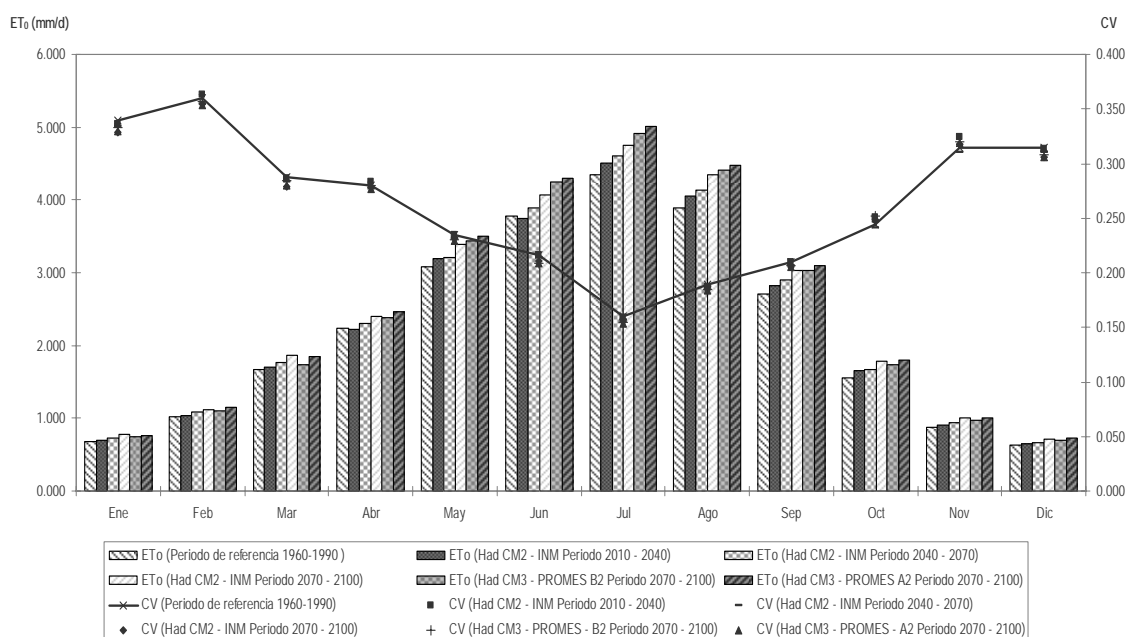


Figura 6.7. Distribución mensual de las ET0 del tramo Terde del río Mijares en los diferentes escenarios analizados.

Es precisamente, un incremento en la evapotranspiración potencial durante los meses característicamente más secos del año en entornos mediterráneos, lo que puede provocar cambios en la zonación de la vegetación de ribera. Con elevados niveles de evapotranspiración potencial y un nivel freático inaccesible, puede verse favorecida la vegetación terrestre. Dado que el patrón de precipitaciones no presenta un descenso claro, es posible que aquellos tipos funcionales de vegetación con mayor eficiencia en la transpiración desde la zona no saturada tengan más probabilidades de éxito, viéndose especialmente perjudicados aquellos tipos funcionales de vegetación de ribera con clara dependencia de la zona saturada, como es el caso de las herbáceas de ribera, **RH**.

Tramo Rabo del Batán del Río Gabriel

El patrón de evapotranspiración potencial en este tramo es muy similar al del tramo anterior no siendo significativas las variaciones previstas para los meses invernales pero con incrementos medios aproximados de 1 mm/d en los escenarios más pesimistas (Figura 6.8).

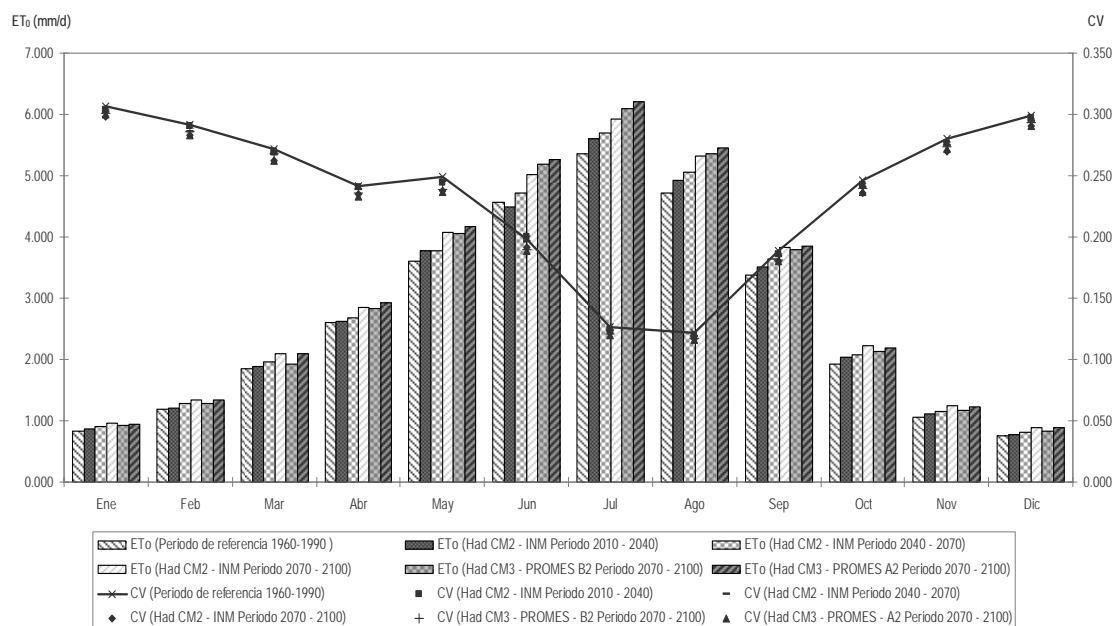


Figura 6.8. Distribución mensual de las ET0 del tramo Rabo del Batán del río Cabriel en los diferentes escenarios analizados.

6.1.4.- Escenarios de variación del caudal

Los cambios en la precipitación, condicionan directamente el agua que cae sobre los continentes, y los cambios en las temperaturas, modifican los valores de evaporación y transpiración, quedando alterada la cantidad y las características de las escorrentías.

Como se ha descrito anteriormente, los escenarios climáticos SRES del IPCC para España (IPCC, 2002), indican que las precipitaciones anuales disminuirán ligeramente y las temperaturas aumentarán, por lo que con gran certeza se producirá en el futuro una disminución de los recursos hídricos.

A pesar de no ser clara la disminución de las precipitaciones en todos los escenarios y en todos los meses del año, y de no ser excesivos los incrementos en la ET₀ en los meses invernales incluso en los escenarios más pesimistas, se observa un claro descenso de las aportaciones en todos los casos planteados en

ambos tramos. Los gráficos que se muestran a continuación representan el caudal medio diario para cada uno de los meses del año (Figuras 6.9 y 6.10).

Tramo Terde del Río Mijares

Las previsiones de todos los escenarios indican un claro descenso de la escorrentía, más acusado en el periodo 2070-2100 reduciéndose por debajo de 0.4 m³/s en los escenarios más pesimistas (Figura 6.9).

No se prevé un cambio drástico en la distribución de las aportaciones a lo largo del año respecto al periodo de referencia aunque si se observan variaciones importantes en los meses invernales durante el periodo 2070-2100 y, como es lógico, la situación resultará más crítica los meses estivales, en los cuales las aportaciones son ya de por si escasas.

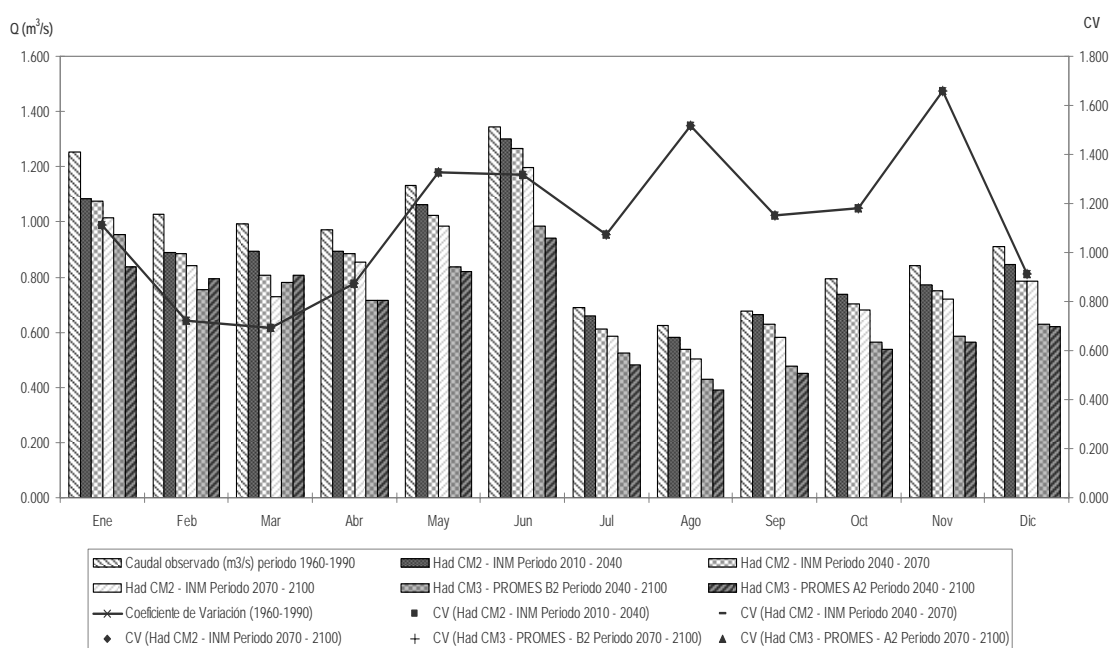


Figura 6.9. Distribución mensual de las aportaciones del tramo Terde del Río Mijares en los diferentes escenarios analizados.

Tramo Rabo del Batán del Río Cabriel

En el tramo Rabo del Batán destacan las reducciones de la escorrentía más acusadas los primeros meses del año que en el tramo anterior, llegando a plantearse descensos en las aportaciones medias diarias del mes de Marzo de $0.6 \text{ m}^3/\text{día}$ en el periodo 2070-2100 (Figura 6.10).

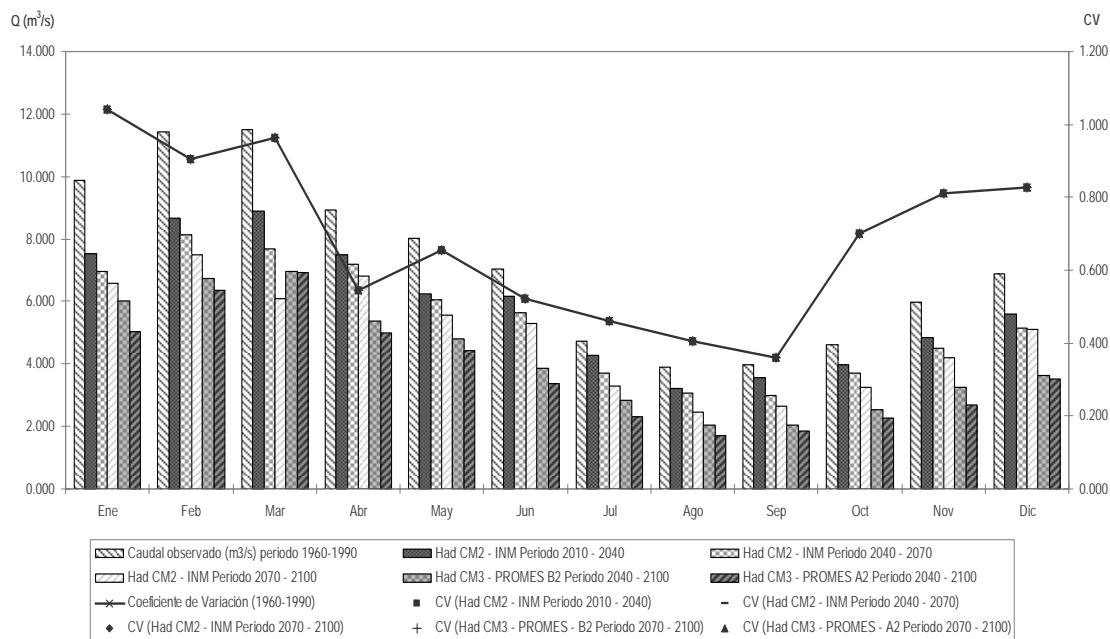


Figura 6.10. Distribución mensual de las aportaciones del tramo Rabo del Batán del Río Cabriel en los diferentes escenarios analizados.

A pesar de ser mayores los caudales en este tramo, se observan en general mayores descensos a lo largo de todo el año que en el tramo Terde del Río Mijares, lo que hace esperar que los resultados de las simulaciones con escenarios de cambio climático sean más evidentes en este tramo Rabo del Batán.

Los coeficientes de variación se corresponden con los observados durante el periodo de referencia, lo que justifica que se pueden simular los efectos de los diferentes escenarios en estos tramos naturales y se pueden adaptar las series históricas a las nuevas condiciones climáticas manteniendo constantes sus estadísticos en toda la duración de la serie, y por tanto que son independientes en el tiempo.

6.2.- Resultados del análisis de afecciones en escenarios de cambio climático

En la evaluación de las variaciones producidas en los diferentes escenarios futuros se tomaron como referencia los resultados obtenidos a partir de la simulación correspondiente a los datos hidrometeorológicos del periodo de referencia recomendado por el IPCC, que en este caso corresponde al periodo entre 1960 y 1990.

Los escenarios de cambio climático propuestos en el apartado anterior se analizaron para los dos tramos que se encontraban en régimen natural de caudales en el periodo de referencia y para los que los datos hidrometeorológicos estaban disponibles, es decir, para Terde en el Río Mijares y Rabo del Batán en el Río Gabriel.

6.2.1.- Tramo Terde del Río Mijares

La simulación en el periodo de referencia del tramo Terde del Río Mijares mostró la representatividad de este periodo seleccionado frente a la simulación en el tramo con las series hidrometeorológicas completas (Tabla 6.11).

Tan solo se observaron ligeras diferencias de aproximadamente el 1.2% al simularse dos puntos **RA** del periodo completo como **TV** en el periodo de referencia, apenas imperceptibles en la ribera derecha del transecto 5 y en la izquierda del transecto 12 (Figura 6.11). Se planteó *a priori* justificar este hecho con la posibilidad de que, a lo largo de los últimos años se hubieran producido ya algunas variaciones como consecuencia del cambio climático. No se descartó esta hipótesis pues, como se expone más adelante, en los escenarios aquí analizados los efectos del cambio climático mostraron que era posible que la vegetación de ribera se viera ligeramente favorecida. Por este motivo se consideró válido el periodo de referencia recomendado por el IPCC y las

comparaciones de los resultados obtenidos para cada escenario se realizaron en base a los resultados obtenidos para éste (Figura 6.11).

Tabla 6.6. Tipos funcionales de vegetación resultado correspondientes a la simulación con RibAV de los caudales históricos del tramo Terde en régimen natural de caudales así como del periodo de referencia de los escenarios de cambio climático.

Tipos funcionales en el periodo de referencia (1960-1990) en el tramo Terde		
Tipo Funcional	Periodo histórico completo (1948-2009)	Periodo de referencia (1960-1990)
RH	35.76 %	35.76 %
RJ	0.00 %	0.00 %
RA	18.18 %	16.97 %
TV	46.06 %	47.27 %
RIBERA	53.94 %	52.73%

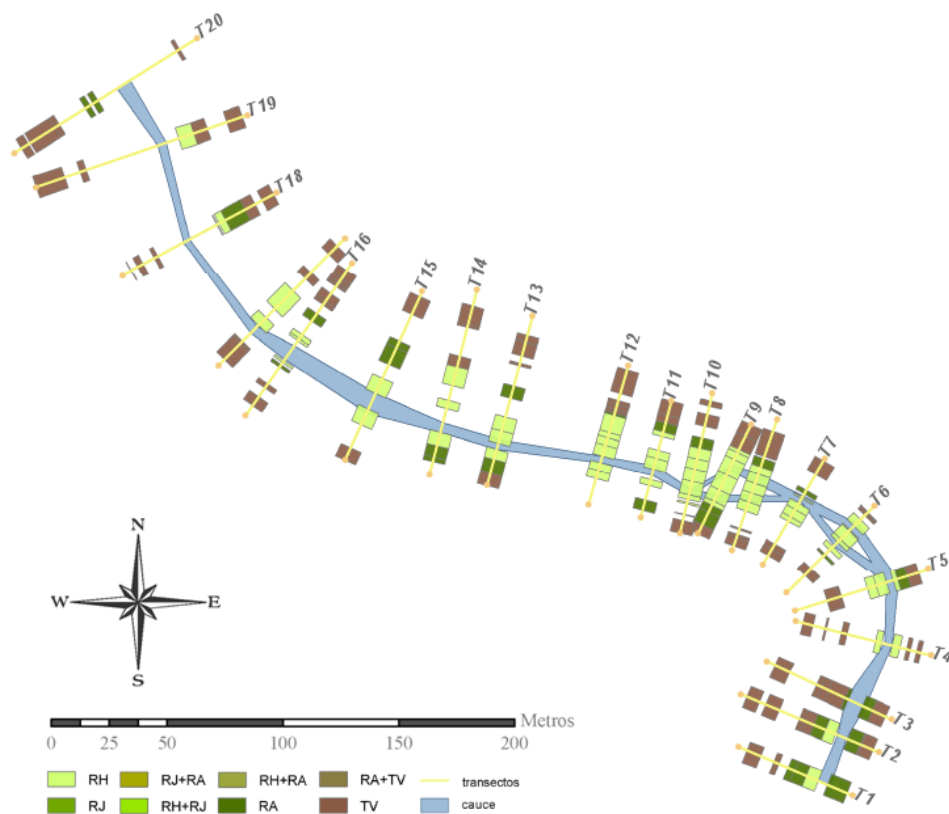


Figura 6.11. Tipos funcionales de vegetación resultantes de la simulación con RibAV en el tramo Terde del Río Mijares, del periodo de referencia para escenarios de cambio climático (1960-1990).

Los escenarios HadCM2-INM (IS92), en el tramo Terde del río Mijares (Tabla 6.12), no mostraron cambios en las proporciones de **RH** a lo largo de todo el centenario. Sólo se observó un ligero incremento del tipo funcional **RA** en el periodo 2070-2100 que correspondió al 0.55%, en detrimento de la vegetación terrestre (**TV**). De hecho el punto simulado como **RA** en este escenario fue el mismo punto de la ribera derecha del transecto 5 que se había observado en la simulación del periodo completo.

Tabla 6.7. Resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los escenarios HadCM2-INM (IS92) de cambio climático en Terde.

Escenarios HadCM2-INM (IS92)			
Tipo Funcional	Periodo 2010-2040	Periodo 2040-2070	Periodo 2070-2100
RH	35.76 %	35.76 %	35.76 %
RJ	0.00 %	0.00 %	0.00 %
RA	16.97 %	16.97 %	17.58 %
TV	47.27 %	47.27 %	46.67 %
RIBERA	52.73 %	52.73 %	53.33 %

Los resultados del análisis bajo las condiciones de los escenarios HadCM3-PROMES (SRES B2 y A2) en el tramo Terde del Río Mijares (Tabla 6.13), mostraron afecciones más marcadas que curiosamente mejoraban la presencia de la vegetación de ribera frente a la terrestre, en particular mejorando la presencia de **RA**.

Tabla 6.8. Resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los escenarios de cambio climático HadCM3-PROMES (SRES A2 y B2) para el periodo 2070-2100 en Terde.

Escenarios HadCM3-PROMES (Periodo 2070-2100)		
Tipo Funcional	SRES B2	SRES A2
RH	35.76 %	35.76 %
RJ	0.00 %	0.00 %
RA	24.24 %	27.27 %
TV	40.00 %	37.58 %
RIBERA	60.00 %	62.42%

Ambos escenarios se centraron en el periodo 2070-2100 y, entre ellos, el correspondiente al escenario de emisiones SRES B2, en adelante **B2**, planteaba un futuro en principio más optimista basado en un desarrollo más regional basado en tecnologías enfocadas hacia la conservación del Medio Ambiente; más pesimista, o de más cambio, era el escenario basado en las emisiones correspondientes a SRES A2, en adelante **A2**, el cual estaba basado en unas previsiones de desarrollo global intensivo.

En el análisis del escenario **B2** no se observaron cambios en el grupo **RH** (Figura 6.12).

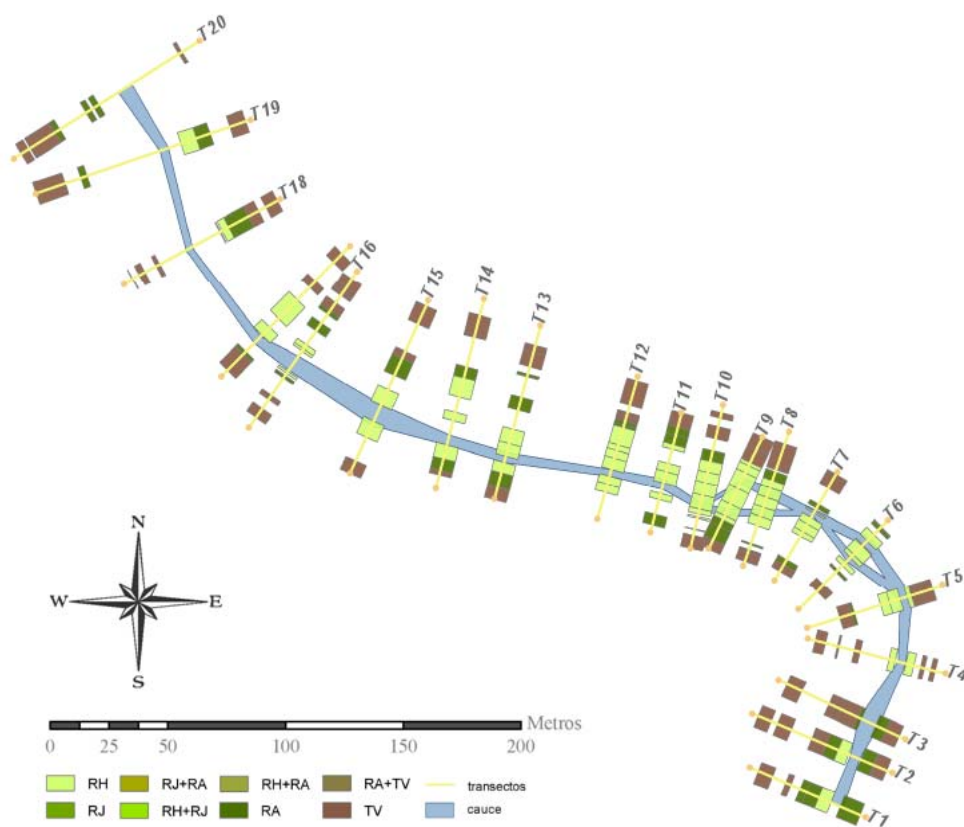


Figura 6.12. Tipos funcionales de vegetación resultantes de la simulación con RibAV del escenario HadCM3-PROMES SRES B2 2070-2100 de cambio climático en el tramo Terde del Río Mijares.

Sin embargo el incremento de **RA** fue muy superior (+6.6%) al obtenido para el escenario HadCM2-INM para el mismo periodo, un 7.27% superior al resultante en el periodo de referencia entre 1960 y 1990 y un 6.06% más elevado que el correspondiente a las series hidrometeorológicas históricas completas entre 1948

y 2009. Este incremento de **RA** se correspondió con un descenso en la vegetación terrestre (**TV**) que se produjo en la mayoría de los transectos (T5 y T19 en ambas riberas, T6, T11, T12, T13, T14 y T16 en la ribera izquierda y T7 en la ribera derecha). Curiosamente, en la ribera izquierda del transecto 5 y en la ribera derecha del T13, el T14 y el T15 se produjeron una sustitución por transecto de **RA** a **TV** (Figura 6.12).

Al ser un escenario más pesimista, en el análisis del escenario A2 se observó la misma tendencia enfatizada (Figura 6.13).

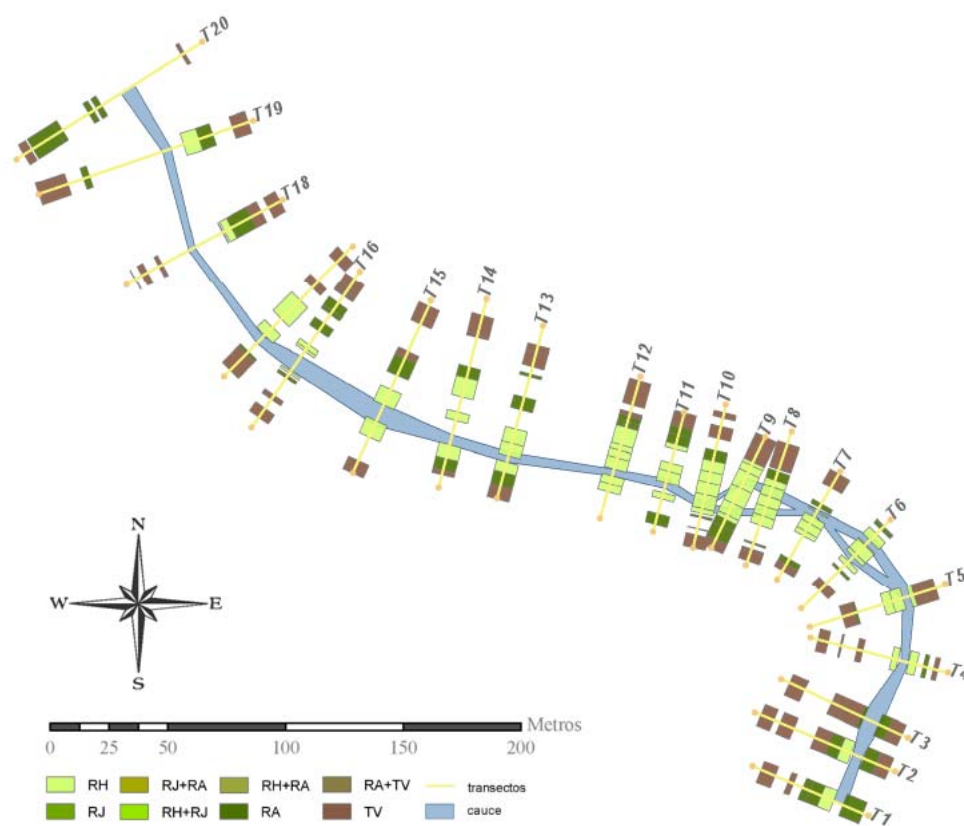


Figura 6.13. Tipos funcionales de vegetación resultantes de la simulación con RibAV del escenario HadCM3-PROMES SRES A2 2070-2100 de cambio climático en el tramo Terde del Río Mijares.

En este caso si se notó un ligero descenso del porcentaje de **RH** (0.61%), con un estrecho punto de simulación sustituido por **RA** en la ladera derecha del transecto 10 en las inmediaciones del cauce, aunque el principal efecto siguió siendo un incremento de los árboles y grandes arbustos de ribera (**RA**) en detrimento de **TV**,

fenómeno que se observó en los puntos descritos para el escenario **B2**, además de en la ribera izquierda de los transectos 4, 12 y 16 y en la ribera derecha del transecto 20 (Figura 6.12). En este escenario **A2** la presencia de **RA** fue un 10.30% superior a la del periodo de referencia y en conjunto la vegetación riparia (**RIBERA**) se incrementó un 9.69%, lo mismo que descendió la vegetación terrestre (Tabla 6.13).

6.2.2.- Tramo Rabo del Batán del Río Cabriel

Similares efectos fueron observados al repetir el análisis de escenarios en otro tramo, Rabo del Batán, que se encuentra en la cabecera de cuenca del Río Cabriel.

La simulación en el periodo de referencia revelaba una mayor presencia de de vegetación terrestre (0.65% superior) y de **RH** (0.65% superior), con menor presencia de **RA** que en el periodo completo de simulación, entre 1949 y 2009 (Tabla 6.14).

Tabla 6.9. Tipos funcionales de vegetación resultado correspondientes a la simulación con RibAV de los caudales históricos del tramo Rabo del Batán en régimen natural de caudales así como del periodo de referencia de los escenarios de cambio climático.

Tipos funcionales en el periodo de referencia (1960-1990) en el tramo Rabo del Batán		
Tipo Funcional	Periodo histórico completo (1949-2009)	Periodo de referencia (1960-1990)
RH	55.48 %	56.13 %
RJ	0.00 %	0.00 %
RA	27.74 %	26.45 %
TV	16.77 %	17.42 %
RIBERA	83.23 %	82.58%

Vistos los resultados obtenidos anteriormente se dedujo que los efectos del cambio climático podrían haber empezado a presentarse a lo largo de las dos últimas décadas, antes de lo que se esperaba al plantear los escenarios. Sin embargo el ligero descenso de la **RH** en el periodo completo, correspondiente a

un punto de simulación localizado en la ribera izquierda del transecto 18, hizo pensar en que los efectos podían presentar ligeras diferencias según los tramos de estudio. Se observaron dos puntos **TV** en el periodo de referencia que en el periodo completo de la serie de caudales históricos se simulaban como **RA**, en la ribera derecha de los transectos 19 y 7. Sin embargo en porcentaje no se observan diferencias respecto a las variaciones de **RH**, donde solo se modificaba un punto de simulación, porque en la ribera izquierda del transecto 6 se compensa con un cambio inverso de **RA** a **TV** producido por los datos hidrometeorológicos entre 1990 y 2009.

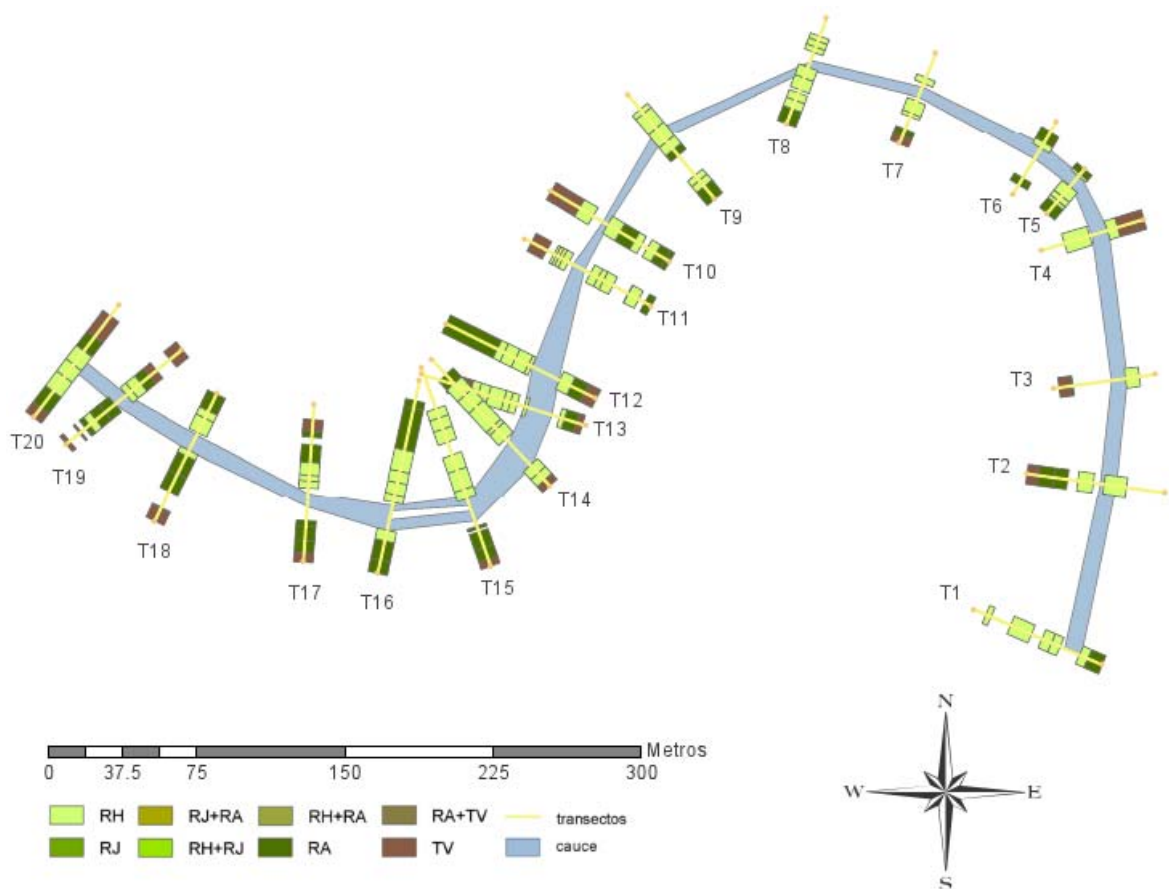


Figura 6.14. Tipos funcionales de vegetación resultantes de la simulación con RibAV en el tramo Rabo del Batán del Río Cabriel, del periodo de referencia para escenarios de cambio climático (1960-1990).

En el tramo Rabo del Batán del río Cabriel se observaron tendencias contradictorias entre los dos primeros periodos, 2010-2040 y 2040-2070, para el

grupo de escenarios HadCM2-INM (IS92), y el último periodo entre 2070 y 2100 (Tabla 6.15).

Tabla 6.10. Resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los escenarios HadCM2-INM (IS92) de cambio climático en Rabo del Batán.

Escenarios HadCM2-INM (IS92)			
Tipo Funcional	Periodo 2010-2040	Periodo 2040-2070	Periodo 2070-2100
RH	56.13 %	52.90 %	51.61 %
RJ	0.00 %	0.00 %	0.00 %
RA	25.16 %	27.10 %	30.32 %
TV	18.71 %	20.00 %	18.06 %
RIBERA	81.29 %	80.00 %	81.94 %

Así, mientras que en todos ellos la proporción de **RH** iba disminuyendo progresivamente, en los dos primeros la **TV** se incrementaba y la **RA** disminuía, invirtiéndose la tendencia al final del centenario.

Al centrar la atención en los dos grupos principales **RIBERA** y **TV**, se observó como entre 2010 y 2040 **RIBERA** disminuía un 1.29% respecto al periodo de referencia, a favor de **TV**, y entre 2040 y 2070 descendía un 1.29% adicional (Figura 6.14).

Estos cambios se produjeron por una sustitución de **RA** a **TV** en cada transecto, en la ribera derecha de los transectos 1 y 17, y en la ribera izquierda del transecto 6. Las sustituciones de **RA** a **RH** se produjeron en la ribera derecha del transecto 10, en la ribera izquierda del transecto 13, 14 y 16, aunque también se observaron cambios de **RH** a **RA** en la ribera derecha de los transectos 18 y 19 (Figura 6.14).

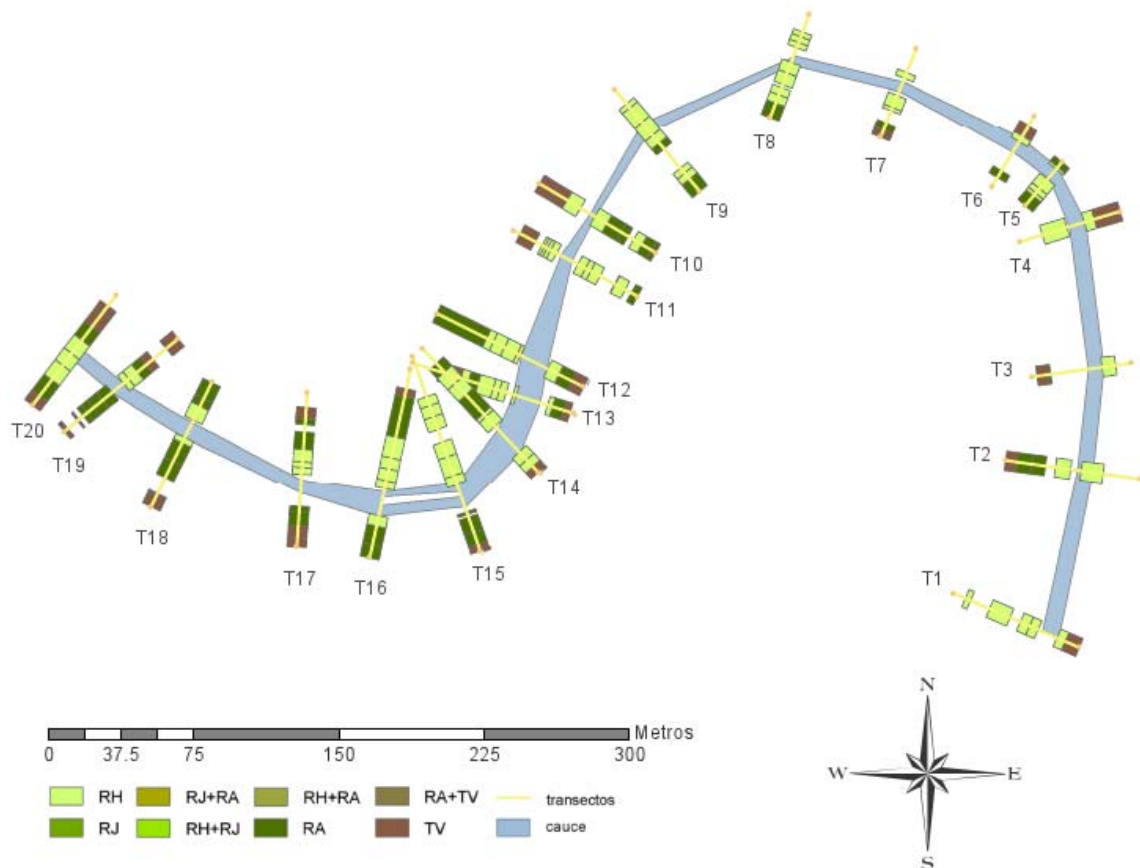


Figura 6.15. Tipos funcionales de vegetación resultantes de la simulación con RibAV del escenario HadCM2-INM 2040-2070 de cambio climático en el tramo Rabo del Batán del Río Cabriel.

En cambio vuelve a incrementarse la presencia de la vegetación de ribera en el escenario entre 2070 y 2100 en un 1.94%, es decir un 0.64% inferior al resultado de **RIBERA** en el periodo de referencia (Figura 6.15). Sin embargo, llama la atención como la presencia de **RH** es menor que en cualquier otro escenario, por lo que son las **RA** las que incrementan su presencia en las riberas del tramo. De hecho, estos cambios se producen por sustitución de diferentes puntos localizados en la ribera izquierda de los transectos 1 (volviendo al estado de referencia en el que el punto más extremo se simula como **RA** y no **TV** como en el periodo 2040-2070), 13 y 15 (en los que, a diferencia del periodo de referencia, hay tres puntos que se simulan como **RA** en lugar de **RH**, mientras que en el escenario 2040-2070 solo había 1 en el transecto 13), en la ribera derecha del transecto 7 (en el que **TV** pasa a **RA**, a diferencia del periodo de referencia y del escenario 2040-2070) y en ambas riberas del transecto 17 (en el que la ribera derecha vuelve al estado de referencia simulando como **RA** uno de los puntos

modificados en el escenario anterior, mientras que la izquierda simula un punto más como **TV**, siendo este modificado por primera vez).

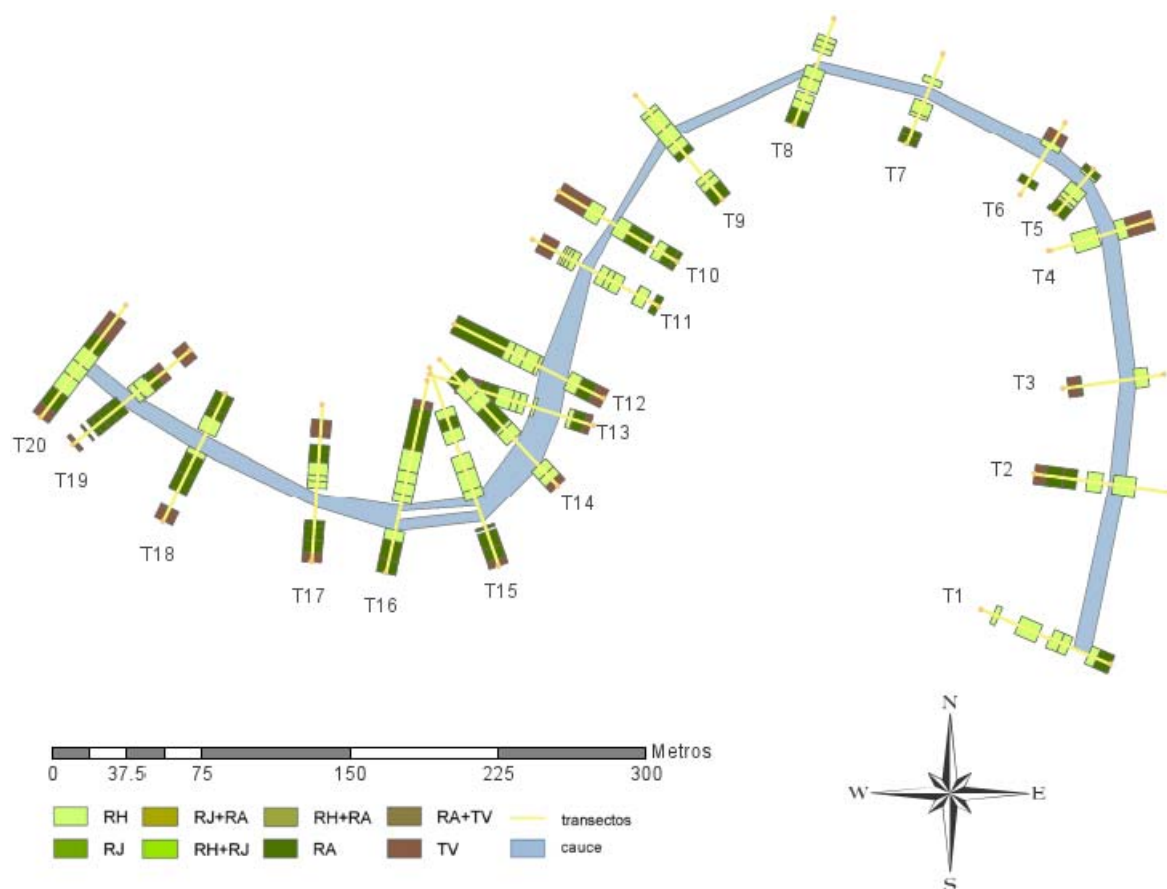


Figura 6.16. Tipos funcionales de vegetación resultantes de la simulación con RibAV del escenario HadCM2-INM 2070-2100 de cambio climático en el tramo Rabo del Batán del Río Cabriel.

Los escenarios HadCM3-PROMES (SRES B2 y A2) en Rabo del Batán (Tabla 6.16), mostraron un mayor descenso de las herbáceas de ribera (**RH**), siendo la disminución de 7.74% en el escenario **B2** y de 10.97% en el escenario **A2**.

El tipo funcional **RA** creció en los dos casos, incrementando su presencia en un 8.39% en el escenario más optimista (**B2**) y un 10.32% en el más pesimista (**A2**) respecto al periodo de referencia.

Tabla 6.11. Resultados correspondientes a las simulaciones con RibAV de los escenarios de cambio climático HadCM3-PROMES (SRES B2 y A2) para el periodo 2070-2100, en Rabo del Batán.

Escenarios HadCM3-PROMES (Periodo 2070-2100)		
Tipo Funcional	SRES B2	SRES A2
RH	48.39 %	45.16 %
RJ	0.00 %	0.00 %
RA	34.84 %	36.77 %
TV	16.77 %	18.06 %
RIBERA	83.23 %	81.94%

Contrastaron los resultados del conjunto de vegetación de ribera y de la vegetación terrestre con los obtenidos anteriormente para el tramo Terde del río Mijares pues, en Rabo del Batán, mientras que en el escenario **B2** si se observó un descenso de **TV** del 0.65% respecto al periodo de referencia, en el escenario **A2** se volvió a incrementar el porcentaje llegando a ser un 0.74% superior al porcentaje obtenido para el periodo entre 1960 y 1990. Del mismo modo el grupo **RIBERA** incrementó su presencia en el escenario más optimista y fue menor en el más pesimista, lo cual es contrario a lo que ocurría en el tramo Terde, aunque hay que matizar que el descenso se produjo como consecuencia de un menor número de puntos de simulación de **RH**, pues el tipo **RA** si vio incrementada su presencia.

Las diferencias observables entre el escenario B2 u optimista (Figura 6.16) y el A2 o pesimista (Figura 6.17) para el mismo periodo correspondiente al último tercio del centenario fueron fundamentalmente reemplazos de **RH** por **RA** y de **RA** por **TV**. El primer tipo de variación entre escenarios lo encontramos en la ribera izquierda de los transectos 4, 13, 16 y17, así como en la ribera derecha del transecto 8. El segundo tipo, con sustitución de **RA** a vegetación terrestre, se observó en varios puntos de simulación localizados en la ribera derecha del transecto 2.

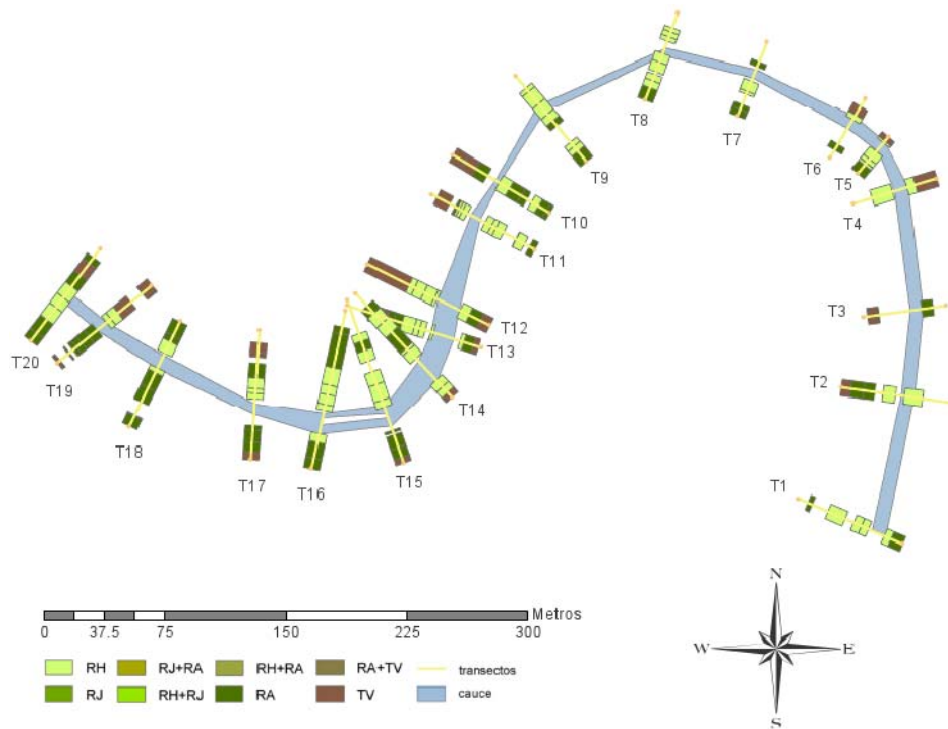


Figura 6.17. Tipos funcionales de vegetación resultantes de la simulación con RibAV del escenario HadCM2-INM 2070-2100 de cambio climático en el tramo Rabo del Batán del Río Cabriel.

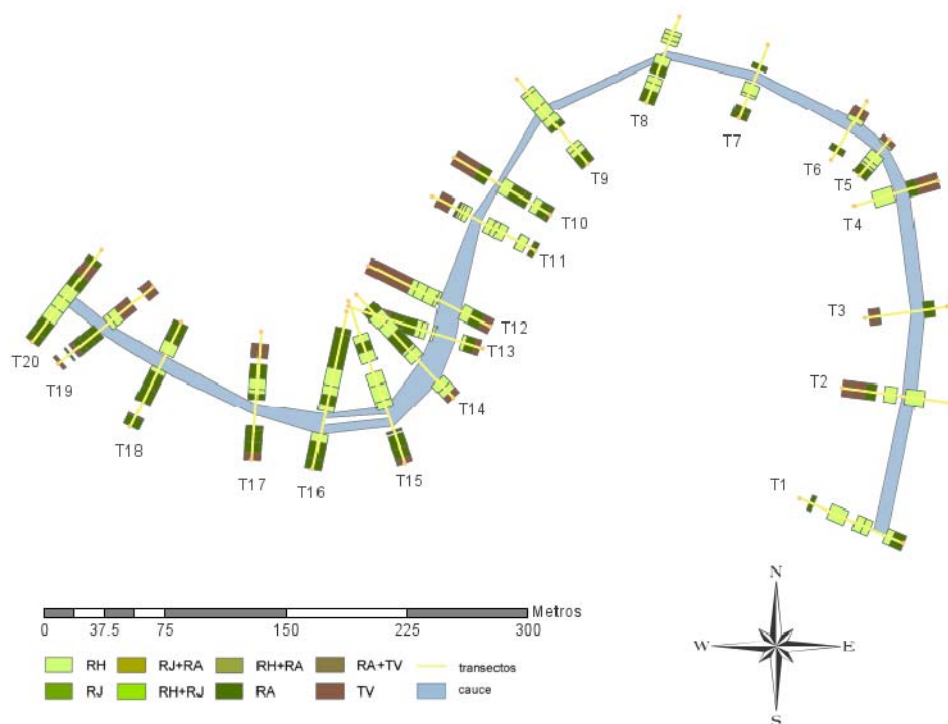


Figura 6.18. Tipos funcionales de vegetación resultantes de la simulación con RibAV del escenario HadCM2-INM 2070-2100 de cambio climático en el tramo Rabo del Batán del Río Cabriel.

A raíz de estos resultados se concluyó que, al igual que ocurría al analizar el tramo Terde del río Mijares, el escenario HadCM2-INM (IS92) para el periodo 2070-2100 es excesivamente optimista, ofreciendo el mismo balance entre **RIBERA** y **TV** que el escenario HadCM3-PROMES más optimista, SRES B2, pero simulando muchos más puntos de **RH** que éste.

Considerando más probables los escenarios HadCM3-PROMES SRES B2 y A2, se observó un incremento importante de **RA** en ambos escenarios respecto al periodo de referencia, causado prácticamente en su totalidad por descensos en **RH**. Así en el escenario **B2** se observó un incremento del 8.39% de **RA** asociado a un descenso del 7.74% de **RH** y una disminución equivalente al 0.65% de **TV**. En el escenario **A2**, el incremento de **RA** fue mayor (10.32%), aunque esta vez el descenso de **RH** lo superó (10.97%) provocando que se incrementara el porcentaje de **TV** en un 0.64%.

6.3.- Principales conclusiones extraídas del análisis de escenarios de cambio climático

En general se observó una tendencia al incremento de la proporción de **RIBERA** frente a **TV** a medida que se analizaban periodos más avanzados del centenario y los escenarios más pesimistas en el tramo Terde del Río Mijares. Ocurrió algo diferente en el caso del tramo Rabo del Batán, en el que la proporción de **RIBERA** disminuía ligeramente respecto al periodo de referencia (-0.64%) en el escenario más pesimista (**A2**) y únicamente se vio incrementada, también ligeramente, en el escenario optimista de final del centenario (**B2**).

Las variaciones de los distintos tipos funcionales de vegetación, observadas en los dos tramos al analizar el abanico de escenarios, no superaron en ninguno de los casos el 11%, por lo que el efecto esperado del cambio climático a lo largo del centenario sobre las proporciones de vegetación riparia y terrestre en las riberas no fue tan grave como se esperaba *a priori*.

Entre los tipos funcionales de vegetación de ribera propiamente dicha, se observó en ambos tramos una tendencia al incremento de la presencia de árboles adultos y grandes arbustos de ribera (**RA**) en detrimento de la vegetación herbácea (**RH**). Esta tendencia se hace más patente en los escenarios previstos para el periodo 2070-2100 y más acusado en aquellos escenarios en los que las previsiones son más pesimistas (**A2**) y se ha confirmado en todos los escenarios analizados por lo que supone la conclusión más robusta de las extraídas en este análisis.

Estas mismas tendencias fueron observadas ya al comparar los resultados de la simulación del periodo de referencia con los de la simulación de la serie de datos completa, que incluye los de las última década. Al comparar ambos periodos se concluyó que los efectos del cambio climático han empezado a producirse a lo largo de los últimos 20 años, y que, dadas las circunstancias, los escenarios HadCM2 (IS92) son, probablemente, demasiado optimistas.

A pesar de no ser extremas las diferencias entre los resultados obtenidos para los escenarios optimista y pesimista HadCM3-PROMES (SRES B2 y A2) 2070-2100, dichas diferencias existen. Además se ha observado como, no solo se ven afectadas las proporciones de los distintos tipos funcionales de vegetación en los distintos escenarios, sino que además también pueden esperarse variaciones en la zonación de los mismos. De hecho en algunos casos se ha comprobado que las proporciones no son totalmente representativas de los cambios por producirse compensaciones en las distintas zonaciones de los tipos funcionales de vegetación. Se recomienda por tanto, a la vista de los resultados, analizar no solo los cambios en las proporciones de los diferentes grupos presentes en las riberas, sino también los patrones de distribución de los mismos.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

7.- DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

7.1.- El modelo RibAV como herramienta para la zonación de tipos funcionales de vegetación

El modelo RibAV (Morales y Francés, 2009) es una herramienta pionera, de gran calidad, que resulta muy útil en la determinación de índices de evapotranspiración media (ET_{index}) para diferentes tipos funcionales de vegetación en las zonas próximas o en las propias riberas de los cauces.

Mediante esta herramienta es posible zonificar los diferentes tipos potenciales de vegetación a escala de tramo, bajo diferentes hipótesis o escenarios de regulación de caudales y de variaciones en las series meteorológicas.

La metodología empleada para establecer la zonación de los diferentes tipos funcionales de vegetación ha consistido en el cálculo del ET_{index} para todos ellos en cada punto de simulación. Una vez realizado el cálculo, se seleccionó en cada punto el tipo funcional de vegetación que hubiera obtenido un mayor ET_{index} . Este ha sido el único criterio en la selección del tipo funcional de vegetación simulado.

No se han tenido en cuenta, por tanto, otras posibles afecciones sobre la vegetación presente en las riberas, como podrían ser la disponibilidad de luz o nutrientes, u otro tipo de afecciones que pueden provocar la muerte de la planta, como una duración excesiva de inundación, un elevado esfuerzo cortante asociado a diferentes caudales o periodos prolongados de sequía entre otros.

7.2.- Información de partida y pretratamiento de los datos

Para poder realizar simulaciones con el modelo RibAV es necesario disponer de series hidrometeorológicas específicas de cada tramo. Dado que rara vez están disponibles estas series sin necesidad de un procesamiento previo de los datos, surge con frecuencia la necesidad de realizar un pretratamiento de los mismos.

Puesto que se disponía de registros históricos en un elevado número de estaciones meteorológicas, se seleccionó el inverso de la distancia al cuadrado como método de interpolación más sencillo que ofrecía buenos resultados para las series de precipitación y, considerando la cota, la evapotranspiración potencial.

Así mismo, existían registros suficientes de caudal en estaciones de aforo y embalses cercanos a la zona de estudio. Los caudales se interpolaron considerando la superficie de cuenca drenante para las diferentes estaciones de aforo y los tramos.

Para poder realizar simulaciones con el modelo RibAV, es necesario conocer la elevación sobre el nivel del mar de cada uno de los puntos de simulación, así como disponer de información relativa a los suelos en cada punto, incluyendo los valores correspondientes a los siguientes parámetros: la humedad a capacidad de campo (valor típico de 33 kPa), la porosidad, la conductividad hidráulica saturada del suelo, presión de burbujeo y el índice de porosidad.

El modelo requiere además información relativa a elevaciones del nivel freático asociadas a diferentes caudales. En este caso, y dado que se estaban analizando puntos localizados a lo largo de transectos predefinidos, se emplearon curvas de gasto específicas para cada uno de los transectos de cada tramo.

Por último es necesario validar los parámetros de vegetación del modelo, para lo cual resulta imprescindible disponer de información de campo de los tipos

funcionales de vegetación observados al final del periodo de simulación. Dado que los resultados de la validación inicial, con los parámetros de vegetación definidos por defecto en el modelo (Morales, 2010), no fueron satisfactorios, se decidió realizar una calibración de dichos parámetros para entornos semiáridos en climas mediterráneos.

7.3.- Calibración de los parámetros de vegetación del modelo RibAV

Para la obtención de unos buenos resultados de simulación fue necesario calibrar el conjunto de parámetros de vegetación característicos de cada uno de los tipos funcionales de vegetación analizados. Estos parámetros aportan al modelo información relativa a las diferentes profundidades de raíces, las eficiencias en la transpiración desde las zonas saturada y no saturada, la cobertura y las presiones críticas y del punto de marchitez permanente.

Para poder calibrar estos parámetros es necesario disponer de datos observados en campo al final del periodo de estudio. Estos datos correspondieron a los diferentes tipos funcionales de vegetación existentes y estaban disponibles en cada uno de los puntos de simulación de los tramos de estudio.

La selección del tramo de estudio para llevar a cabo la calibración del modelo se realizó en base a dos criterios fundamentales. El primer criterio estableció que solo podrían considerarse como posibles aquellos tramos con un elevado número de puntos de simulación con la información necesaria. Un segundo criterio fue la existencia en el tramo de todos los tipos funcionales de vegetación incluidos en el análisis. El tramo finalmente seleccionado fue el denominado Lorcha, que se encuentra aguas abajo del embalse de Beniarres en el Río Serpis. Este tramo satisfizo ambos criterios, con 431 puntos de simulación y con presencia de todos los tipos funcionales de vegetación.

El programa RibAV 1.0 (Real, 2010) no ofrece la posibilidad de realizar una calibración automática de los parámetros de vegetación. Sin embargo, esta herramienta facilita considerablemente el uso del modelo y permite realizar un gran número de simulaciones en cortos periodos de tiempo.

La calibración del modelo no es una tarea sencilla debido al gran número de parámetros implicados y requiere un conocimiento previo de las características morfológicas y fisiológicas más representativas de los diferentes tipos funcionales de vegetación.

En la evaluación de la calidad de la calibración se han empleado dos herramientas complementarias: la matriz de confusión y el coeficiente de acuerdo, *kappa* (Cohen, 1960). Los resultados obtenidos, con un porcentaje de acierto global de 71.46%, no solo considerando el acierto en las proporciones de los tipos funcionales simulados, sino también en la zonación de los mismos, resultaron altamente satisfactorios. El coeficiente de acuerdo, *kappa*, en la diferenciación de los cuatro tipos funcionales de vegetación simulados ofreció un resultado igual a 0.604 ± 0.095 (límite de confianza 95%), el cual es un resultado calificable como muy bueno.

El modelo calibrado fue capaz de diferenciar la vegetación terrestre de la vegetación de ribera el 90.40% de las veces. De hecho, al considerar únicamente dos categorías, vegetación de ribera y vegetación terrestre, el resultado del coeficiente *kappa* pasó a ser excelente con un valor cercano a la unidad 0.833 ± 0.074 (límite de confianza 95%).

7.4.- Validación del modelo RibAV en diferentes tramos de estudio

Una vez calibrado el modelo, fue necesaria la validación del mismo en cada uno de los tramos de estudio antes de comenzar los análisis. Para ello, nuevamente fue necesario disponer de información relativa a los tipos funcionales de

vegetación existentes en los distintos puntos de simulación, las características de los suelos y la cota de la superficie del suelo a la que se encontraban.

El modelo se validó con resultados altamente satisfactorios en los dos tramos que se encontraban en régimen natural de caudales, Terde del Río Mijares y Rabo del Batán del Río Cabriel.

En el tramo Terde del Río Mijares, con 165 puntos de simulación, los tipos funcionales de vegetación observados se simularon correctamente el 76.36% de las veces, obteniendo un valor del coeficiente *kappa* igual a 0.524 ± 0.139 . La vegetación terrestre se diferenció correctamente de la vegetación de ribera en el 87.18% de los puntos de simulación y el valor de *kappa* al diferenciar estos dos grupos se incrementó hasta 0.780 ± 0.113 , el cual es considerado un resultado excelente de validación.

En el tramo Rabo del Batán del Río Cabriel, con 155 puntos de simulación, el balance global de aciertos espaciales fue 29.68%. Este resultado no fue considerado representativo por no existir para el tramo, información relativa a la localización de una gran parte de los tipos funcionales de vegetación riparia. Se consideró, por tanto más oportuno analizar la calidad de la validación en base a la diferenciación entre los dos grupos principales, vegetación riparia y vegetación terrestre. Así, se observó que la vegetación de ribera en su conjunto se simulaba correctamente el 90.43% de las veces, obteniéndose un balance global de aciertos igual al 72.90% de los puntos de simulación. Con esta clasificación de grupos se calculó el coeficiente *kappa*, obteniéndose un grado de acuerdo equivalente a 0.642 ± 0.114 , el cual es considerado un muy buen resultado.

A la vista de estos resultados se decidió dar por validado el modelo para tramos naturales en el marco de la Demarcación Hidrográfica del Júcar, siempre que los nuevos casos de estudio se encuentren bajo condiciones similares a los tramos de estudio aquí analizados.

Los resultados de la validación en tramos con regulación de caudales, Tormo y Cirat del Río Mijares, presentaron grandes diferencias, siendo excelentes en el

primero de ellos, salvo para un tipo funcional de vegetación aislado, y malos en el segundo.

En el tramo Tormo del Río Mijares, con 49 puntos de simulación, el balance de aciertos de la diagonal principal fue 49.94%, siendo los principales errores provocados por la simulación de vegetación herbácea de ribera en puntos donde se habían observado grandes arbustos y árboles riparios. La vegetación riparia en su conjunto se simuló correctamente en el 87.76% de los puntos. Además únicamente se simularon como vegetación terrestre algunos puntos alejados del cauce en una de las riberas. No se pudo realizar el cálculo del coeficiente de acuerdo, *kappa*, en este tramo por no existir vegetación terrestre observada en el mismo. Sin embargo, los balances calculados a partir de la matriz de confusión se consideraron suficientes para justificar que el tramo se considerara validado.

En el tramo Cirat del Río Mijares, con 34 puntos de simulación, los resultados mostraron un elevado grado de desacuerdo respecto a los tipos funcionales de vegetación real observados. Este tramo está sometido a una fuerte presión agrícola, que probablemente no se ha logrado introducir acertadamente en el modelo. Debido a que los riegos no se consiguieron simular correctamente, a los malos resultados obtenidos y al escaso número de puntos de simulación de los que se disponía, no se pudo considerar validado el modelo en este tramo y por tanto se descartó en los análisis posteriores.

7.5.- Análisis de escenarios de gestión hidrológica

La propuesta de diferentes escenarios de gestión hidrológica posibles en cada uno de los tramos requiere un conocimiento previo de: el régimen actual de caudales, los caudales y la estacionalidad de las demandas hídricas que pueden producirse, si la demanda se encuentra antes o después del tramo, el dimensionamiento del embalse (en caso de incluirse en el escenario propuesto) y los caudales mínimos medioambientales como restricción en la gestión del sistema.

Aunque en este trabajo no se han considerado criterios de garantía de satisfacción de la demanda, pueden incorporarse en los escenarios diferentes criterios en el cálculo de las nuevas series hidrológicas, cuando se estén analizando particularidades de la gestión de los recursos hídricos en tramos concretos.

Los resultados de los diferentes escenarios propuestos demostraron que el modelo RibAV es capaz de simular las variaciones potenciales en la zonación de la vegetación en la zona de ribera, aún cuando las diferencias respecto a las series hidrometeorológicas originales son pequeñas.

Se comprobó que la regulación de caudales mediante embalses no siempre tiene un efecto negativo sobre la vegetación de ribera, más bien al contrario parece verse favorecida por la homogeneización de los caudales. La vegetación terrestre parece verse perjudicada por la regulación salvo en las zonas que se ven afectadas por riegos, en las que su presencia potencial se hace más fuerte.

En el tramo Terde del Río Mijares, tanto la estacionalidad de la demanda como el caudal demandado afectaron ligeramente a las proporciones de vegetación riparia y terrestre. Se observaron diferencias mayores en el análisis de los tipos funcionales riparios, principalmente con la variación de los caudales que atravesaron el tramo y al considerar diferentes estacionalidades de la demanda, aunque, frente a caudales elevados de demanda, el volumen del embalse considerado también ganaba peso. Un incremento de los caudales se tradujo en un incremento de la presencia de los tipos funcionales **RA** (grandes arbustos y árboles de ribera) y **RH** (herbáceas de ribera), viéndose más favorecida la vegetación riparia por la regulación en los casos en los que existía un caudal constante a lo largo del año (demandas hidroeléctricas), y más aún cuando se aplicaba un incremento del caudal estival (demandas urbanas). Las variaciones en la proporción de riparias en los escenarios de demanda agrícola fueron muy leves, observándose una pequeña mejora en con caudales medios de demanda (Q_{50}).

El análisis del paso a régimen natural en los tramos regulados, Lorcha del Río Serpis y Tormo del Río Mijares, ofreció diferentes resultados.

En el caso de Lorcha del Río Serpis, la regulación produjo un descenso de la vegetación terrestre y del tipo funcional **RA**, favoreciendo la presencia de **RH**. La disminución de **RA** no es acorde con los resultados del análisis de los escenarios de regulación en Terde, aunque si coinciden en ambos casos en las variaciones producidas sobre la zonación de los distintos tipos funcionales, produciéndose el incremento de **RH** y el descenso de **TV** (vegetación terrestre) en las zonas más cercanas al cauce.

En el caso de Tormo del Río Mijares la situación es diferente. Aquí la regulación provocó que se triplicase el porcentaje de puntos simulados como **TV** en la ribera derecha del tramo, produciéndose un descenso importante de la presencia del grupo **RA**, aunque también se reduce la presencia de **RH**.

No es posible, en base a estos resultados, extraer conclusiones generalizables a otros posibles tramos de estudio, aunque considerando los excelentes resultados de calibración y validación en Lorcha del Río Serpis y en Terde del Río Mijares respectivamente, se consideran más fiables los resultados obtenidos del análisis de escenarios en estos dos tramos.

Por otra parte, se analizaron escenarios de detracción de caudales en el tramo Terde del Río Mijares. Se concluyó que la detracción tenía un efecto negativo sobre la vegetación de ribera localizada en la ribera izquierda del tramo, viéndose en mayor desventaja frente a la vegetación terrestre cuanto más se incrementaban los caudales derivados antes del tramo y, por tanto, menores eran los que atravesaban el mismo. Dado que se mantuvo un caudal mínimo medioambiental constante equivalente al 10% del caudal medio diario, los efectos de la detracción sobre las proporciones de vegetación de ribera y vegetación terrestre no fueron especialmente graves en ninguno de los escenarios analizados. Se observó que se producían variaciones mayores de **RA** y **RH** al comparar los diferentes escenarios, reduciéndose progresivamente la presencia de la vegetación herbácea a medida que la detracción era más agresiva. Los

escenarios más perjudiciales para la vegetación riparia fueron aquellos en los que el caudal demandado superaba el 50% del caudal medio diario de la serie histórica de caudales y no presentaba estacionalidad o tenía un incremento estacional, es decir, los escenarios Q_{50} , Q_{80} y Q_{100} correspondientes a demandas hidroeléctricas y urbanas. Las detracciones por demanda agrícola fueron las que menos perjudicaron a la vegetación de ribera, a igualdad de proporción de caudales.

El modelo resultó útil también en el análisis de un posible establecimiento de caudales mínimos para la conservación de la vegetación de ribera. De hecho, los resultados mostraron que el establecimiento de un caudal mínimo pequeño era suficiente para mantener la vegetación existente aún cuando este caudal era constante a lo largo del año. El análisis con un caudal mínimo mayor demostró que la estacionalidad del caudal mínimo medioambiental era importante, viéndose favorecida la vegetación riparia cuando éste tenía estacionalidad mensual. El establecimiento de caudales mínimos medioambientales favoreció también la presencia de un tipo funcional de vegetación inexistente en otros escenarios, lo que hace pensar que pueda lograrse favorecer la diversidad de la vegetación en las riberas mediante el establecimiento de un régimen de caudales mínimos apropiado.

Estos resultados demuestran la importancia de considerar, no solo la regulación a la que está sometido el sistema o el caudal mínimo medioambiental más apropiado, sino también la estacionalidad del mismo, especialmente en aquellos casos en los que se pretenda recuperar una zona de ribera en mal estado.

7.6.- Análisis de escenarios de cambio climático

Por último, se ha empleado el modelo en el establecimiento de cambios potenciales de la distribución de la vegetación riparia asociados a diferentes escenarios de cambio climático en los tramos sin regulación de caudales, Terde del Río Mijares y Rabo del Batán del Río Cabriel.

La propuesta de escenarios de cambio climático requirió un análisis previo de los escenarios de variaciones meteorológicas e hidrológicas futuras, con el objetivo de poder afectar a las series hidrometeorológicas de referencia con dichas variaciones.

En general se observó una tendencia al incremento de la proporción de la vegetación de ribera frente a **TV** a medida que se analizaban periodos más avanzados del centenario y los escenarios más pesimistas en el tramo Terde del Río Mijares. Diferentes fueron los resultados en el caso del tramo Rabo del Batán, disminuyendo la proporción de riparias ligeramente respecto al periodo de referencia en el escenario más pesimista (**A2**) y viéndose únicamente incrementada, también ligeramente, en el escenario optimista de final del centenario (**B2**).

Las variaciones de los distintos tipos funcionales de vegetación no superaron el 11% de los puntos de simulación en ninguno de los escenarios propuestos para ambos tramos. Esto implica que el efecto del cambio climático a lo largo del centenario sobre las proporciones de vegetación riparia y terrestre, aunque no se espera que vaya a ser extremo a lo largo del centenario, será patente en estas las zonas de ribera de los dos tramos analizados

La tendencia al incremento de la presencia de árboles adultos y grandes arbustos de ribera (**RA**) en detrimento de la vegetación herbácea (**RH**) se observó en ambos tramos. Esta tendencia, confirmada en todos los escenarios analizados, se hizo más patente en los escenarios previstos para el periodo 2070-2100 y más acusada en aquellos escenarios en los que las previsiones eran más pesimistas (**A2**), por lo que supone la conclusión más robusta de las extraídas en este análisis.

Estas mismas tendencias habían sido observadas previamente al comparar los resultados de la simulación del periodo de referencia con los de la simulación de la serie de datos completa, que incluye los registros de las dos últimas décadas. Se concluyó en base a esta comparativa que los efectos del cambio climático han empezado a producirse a lo largo de los últimos 20 años, y que, dadas las

circunstancias, los escenarios HadCM2 (IS92) son, probablemente, demasiado optimistas.

A pesar de no haber sido extremas las diferencias entre los resultados obtenidos para los escenarios optimista y pesimista HadCM3-PROMES (SRES B2 y A2) 2070-2100, dichas diferencias existen. Además se observaron variaciones en la zonación de los diferentes tipos funcionales de vegetación en varios puntos de simulación. Por este motivo se debe tener en cuenta que las proporciones no son totalmente representativas de los cambios por ser posible que se produzcan compensaciones en las distintas zonaciones de los tipos funcionales de vegetación.

7.7.- Utilidad del modelo RibAV

En definitiva, se ha justificado la utilidad del modelo en la determinación de efectos sobre la zonación de la vegetación en las riberas, consecuencia de la gestión hídrica o del cambio climático. También se ha concluido que su uso podría ser incorporado como soporte a la decisión en la determinación de caudales mínimos medioambientales.

Pero además, los usos potenciales de esta herramienta son mucho más amplios. Es posible plantear diferentes hipótesis en proyectos de restauración de las riberas y comprobar la evolución potencial en cada una de ellas; es empleable en el estudio de áreas de afección dentro de la zona riparia; puede también llegar a ser muy útil si se incorpora en modelos de nutrientes o sedimentos a escala de tramo; o como base de análisis del índice de evapotranspiración (ET_{index}) a escala diaria o estacional, aportando un mayor conocimiento sobre el comportamiento de los diferentes tipos funcionales de vegetación y permitiendo el desarrollo de curvas de evapotranspiración asociadas a cada uno de ellos, necesarias para el empleo de otros modelos como por ejemplo RIP-ET (Baird y Maddock III, 2005); entre otros.

7.8.- Líneas de investigación futuras.

7.8.1.- Evaluación de afecciones sobre la zonación de la vegetación de ribera con RibAV2D

Es reciente la creación de una nueva versión del programa RibAV, RibAV2D (Real, 2010). Esta nueva versión permite el cálculo del índice de evapotranspiración en una matriz de puntos georreferenciada, en lugar de en una serie de puntos, como lo hace RibAV.

Hasta ahora las simulaciones se han basado en ciertos puntos de simulación localizados en diferentes transectos de cada tramo de estudio. Con RibAV2D será posible realizar nuevos análisis tomando como puntos de simulación el conjunto de celdas de un mapa en formato raster que incluya todos los puntos de cada tramo de estudio.

Actualmente se dispone de información de campo relativa a la vegetación observada en el año 2009, así como a los tipos de suelo en cada una de las celdas, en los tramos Terde del Río Mijares y Lorcha del Río Serpis. Esta información fue facilitada por el Dr. Francisco Martínez Capel y Virginia Garófano Gómez del IGIC (UPV). Además se dispone de los mapas con la información topográfica e hidrológica necesaria, que incluyen los modelos digitales de elevaciones y los mapas de elevaciones del nivel freático asociadas a diferentes caudales. Este material fue facilitado por el Dr. Francisco Vallés Morán y el Dr. Ignacio Andrés Doménech del DIHMA (UPV).

Dado que la información necesaria existe y la nueva versión del programa está disponible, se realizarán nuevos análisis con algunos de los escenarios propuestos en este Trabajo Fin de Máster, con el objetivo de comparar la capacidad del modelo frente a otros modelos, como por ejemplo el modelo RIPFLOW v3, en la simulación de la zonación de la vegetación de ribera.

7.8.2.- El modelo RIPFLOW v3, resultado de la unión entre RibAV2D y RIPFLOW v2

A lo largo de los últimos meses los esfuerzos se han centrado en el marco del Proyecto RIPFLOW (“RIPFLOW: Riparian vegetation modeling for the assesment of environmental flow regimes and climate changes impacts within the WFD”, Ref. CGL2008-03076-E/BTE) financiado por Era-NET IWRM Funding Initiative y Acciones complementarias del MEC. En el marco de este proyecto se está desarrollando una nueva herramienta en la que quedará incluido el modelo RibAV. El modelo RIPFLOW v3 se convertirá, en un futuro próximo, en una herramienta capaz de simular diferentes categorías vegetales que corresponderán a las distintas fases de las líneas de sucesión presentes en cada tramo de estudio. Este modelo incluirá, además del cálculo ET_{index} , otros factores o procesos que condicionan la evolución de la vegetación en las zonas de ribera, como son el arrastre de la vegetación producido por la tensión tangencial del agua en avenida, la duración de la inundación entendida como número de días al año que el nivel freático se encuentra sobre la superficie del suelo, la definición de las áreas de reclutamiento para cada una de las series de sucesión y el establecimiento de los umbrales de edades necesarias para que una etapa de sucesión evolucione a la siguiente. En el marco del mismo proyecto, el modelo quedará calibrado para el tramo Terde del Río Mijares, el cual ha sido objeto de estudio en el presente Trabajo Fin de Máster. Además se analizarán las variaciones producidas en la vegetación de ribera bajo la hipótesis de diferentes escenarios, que incluirán tanto escenarios de regulación de caudales como de cambio climático. Una vez obtenidos los resultados se contrastarán con los obtenidos mediante los modelos RibAV2D y RIPFLOW v3, y se decidirá cual de ellos es la base más adecuada para dar continuidad a la línea de investigación.

7.8.3.- Modelación de la vegetación de ribera a escala de cuenca

Ha surgido la posibilidad de incluir la modelación de la vegetación de ribera en el marco del proyecto Consolider-Ingenio 2010 SCARCE (“Assessing and predicting effects on water quantity and quality in Iberian rivers caused by global change (2009-2014)” Ref: CSD2009-00065).

Dentro de este proyecto es en el WP 6 (UPSCALE) en el que se enmarca la necesidad de, mediante modelación matemática, aportar una mejor comprensión de los procesos que se producen en los ecosistemas vegetales riparios a escala de tramo y desarrollar la metodología que permita analizar la distribución de la vegetación de ribera a escala de cuenca.

Este proyecto contempla también el análisis de escenarios de cambio global, que incluirán el análisis de los efectos del cambio climático, cambios en la hidrología del cauce y cambios en los usos del suelo sobre los ecosistemas riparios, en la Demarcación Hidrográfica del Júcar.

En el marco de este proyecto se pretende incluir el desarrollo de la tesis doctoral, para la obtención del título de Doctorado en Ingeniería del Agua y Medioambiental.

Este trabajo comenzará con una revisión bibliográfica exhaustiva de la bibliografía existente en procesos internos a pequeña escala que tienen lugar en los ecosistemas vegetales riparios, trabajo de campo y documentación disponible, metodologías para la obtención de nuevos datos y definición matemática o análisis estadístico de los procesos. Además se realizará una segunda revisión de la información disponible de interacciones entre los diferentes elementos (agua, nutrientes, sedimentos, fauna, etc.) del sistema y la vegetación riparia. El objetivo de esta segunda revisión será plantear la posibilidad de tener en cuenta los procesos que se produzcan entre dichos elementos con el fin de integrarlos en la modelación de la vegetación de ribera y poder integrar ésta en el análisis conjunto de la evolución del sistema.

Una vez completada la fase de revisión de antecedentes, comenzará la fase de modelación propiamente dicha. Partiendo de la base de las experiencias previas, con los modelos RibAV, RibAV2D y RIPFLOW v3, se desarrollará un nuevo modelo teórico a escala de tramo que incluirá tanto aquellos procesos de los modelos anteriores considerados más importantes como algunos nuevos, que se espera mejoren la calidad de los resultados. Una vez descrito el modelo teórico será necesaria una fase de programación que concluirá una vez se disponga de una herramienta de libre distribución capaz de ejecutar el modelo correctamente. Se comprobará la calidad del modelo mediante calibración del mismo en un tramo de estudio y se validará para otros tramos de la Cuenca Hidrográfica del Júcar.

Desarrollado el nuevo modelo a escala de tramo dará comienzo una segunda fase de desarrollo de una metodología que permita, bien realizar una subida de escala (“upscaling”) de los resultados, bien simular la vegetación de ribera a escala de cuenca. Se pretende en esta metodología incluir la simulación de las interacciones bidireccionales de la vegetación de ribera con otros elementos del sistema hidrológico. Esta metodología incluirá una nueva fase de programación que deberá permitir su ejecución como complemento de herramientas de mayor envergadura, como es el caso del modelo hidrológico TETIS.

Una vez completada la fase de modelación se realizará una nueva revisión bibliográfica con el fin de plantear escenarios de cambio global lo más actualizados posibles. Se plantearán estos nuevos escenarios y se analizarán tanto a escala de tramo como a escala de cuenca. La extracción de conclusiones se basará en la calidad de las herramientas desarrolladas, la validez de la modelación propuesta y la robustez de los resultados obtenidos. Además se extraerán conclusiones sobre las perspectivas de cambio de la vegetación en las riberas bajo diferentes hipótesis de escenarios de cambio global, en diferentes tramos de la Cuenca Hidrográfica del Júcar, así como en la cuenca en su conjunto.

Independientemente del desarrollo de la tesis doctoral pero en el marco del Proyecto SCARCE, se compararán los resultados obtenidos en la Cuenca

Hidrográfica del Júcar con los obtenidos en otras cuencas españolas, con el fin de ofrecer un diagnóstico de la situación futura que contemple un abanico de posibilidades a tener en cuenta por los gestores del agua.

BIBLIOGRAFÍA

8.- BIBLIOGRAFÍA

- Alcázar, J., Ferrán, I. 1998. La vegetación de ribera de los ríos Ésera y Cinca en el tramo afectado por el vaciado del embalse de Joaquín Costa. *LIMNETICA Revista de la Asociación Española de Limnología* 14: 73–82.
- Altier, L. S, Lowrance, R., Williams, R. G., Inamdar, S. P., Bosch, D. D., Sheridan, J. M., Hubbard, R. K., Thomas, D. L. 2002. Riparian ecosystem management model: Simulator for ecological processes in riparian zones. USDA. *Conservation Research Report* 46.
- Altier, L.S. et al., 2002b. Riparian ecosystem management model: Simulator for ecological processes in riparian zones. *Conservation Research Report*, 46.
- Allen, R.G. et al., 1989. Operational estimates of reference evapotranspiration. *Agronomy Journal*, 81(4), 650–662.
- Allen, R.G. et al., 1998. Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. *FAO, Rome*, 300.
- Allen, R.G., 2000. Using the FAO-56 dual crop coefficient method over an irrigated region as part of an evapotranspiration intercomparison study. *Journal of Hydrology*, 229(1-2), 27–41.
- Azami, K., Suzuki, H., Toki, S. 2004. Changes in riparian vegetation communities below a large dam in a monsoonal region: Futase Dam, Japan. *Regulated Rivers: Research & Management* 20, no. 5: 549–563.

- Baird, K.J. & Maddock III, T., 2005. Simulating riparian Evapotranspiration: a new methodology and application for groundwater models. *Journal of Hydrology*, 312(1-4), 176–190.
- Baird, K. J, Maddock, T. 2005. Simulating riparian Evapotranspiration: a new methodology and application for groundwater models. *Journal of Hydrology* 312, no. 1-4: 176–190.
- Baird, K.J., Stromberg, J.C. & Maddock, T., 2005. Linking riparian dynamics and groundwater: an ecohydrologic approach to modeling groundwater and riparian vegetation. *Environmental Management*, 36(4), 551–564.
- Baker, C., Lawrence, R., Montagne, C., Patten, D. 2006. Mapping wetlands and riparian areas using Landsat ETM+ imagery and decision-tree-based models. *Wetlands* 26, no. 2: 465–474.
- Baker, M. E, Weller, D. E., Jordan, T. E. 2007. Effects of stream map resolution on measures of riparian buffer distribution and nutrient retention potential. *Landscape ecology* 22, no. 7: 973–992.
- Baker, W.L., 1989. Macro-and micro-scale influences on riparian vegetation in western Colorado. *Annals of the Association of American Geographers*, 65–78.
- Baldasano-Recio, J. M. 2009. Nuevos datos de informes y modelos climáticos actuales. Jornada: Repercusiones del cambio climático en la planificación y gestión de los recursos hídricos. Valencia, Diciembre 2009. En .
- Banta, E.R., 2000. MODFLOW-2000, The US Geological Survey modular groundwater model-Documentation of packages for simulating evapotranspiration with a segmented function (ETS1) and drains with return flow (DRT1). USGS Open-File Report 00-466. *US Geological Survey, Washington, DC*, 127.

- Barriendos, M., 2008. Allaus i Canvi Climàtic (2008) 3a Jornada Tècnica de neu i allaus | 18, 19 i 20 de juny de 2008; IGC - CGA.
- Barton, D. R, Taylor, W. D., Biette, R. M. 1985. Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario streams. *North American Journal of Fisheries Management* 5, no. 3a: 364–378.
- Bayley, P.B., 1995. Understanding large river: floodplain ecosystems. *BioScience*, 45(3), 153–158.
- Bendix, J., 1994. Scale, direction, and pattern in riparian vegetation-environment relationships. *Annals of the Association of American Geographers*, 652–665.
- Bendix, J. & Hupp, C.R., 2000. Hydrological and geomorphological impacts on riparian plant communities. *Hydrological Processes*, 14(16-17), 2977–2990.
- Bernez, I., Daniel, H., Haury, J., Ferreira, M. T. 2004. Combined effects of environmental factors and regulation on macrophyte vegetation along three rivers in western France. *River Research and Applications* 20, no. 1: 43–59.
- Bogner, D., Egger, G. & Thaler, H., 1996. Modell zur Simulation von Vegetationstypen auf einem Auwaldstandort mit IDRISI. *LORUP, E. & J. STROBL: IDRISI GIS*.
- Braatne, J. H., J.H.B.S.B, L. A., Rood, S. B., Goater, L. A., y Blair, C. L. 2008. Analyzing the Impacts of Dams on Riparian Ecosystems: A Review of Research Strategies and Their Relevance to the Snake River Through Hells Canyon. *Environmental Management* 41, no. 2.
- Bren, L.J., 1993. Riparian zone, stream, and floodplain issues: a review. *Journal of hydrology(Amsterdam)*, 150(2-4), 277–299.
- Brinson, M.M. & Verhoeven, J., 1999a. Riparian forests. In: Hunter, M.L. 1999.

- Maintaining biodiversity in forest ecosystems. *NY, USA, Cambridge University Press.*, 265-299 p.
- Brinson, M.M. & Verhoeven, J., 1999b. Riparian forests. In: Hunter, M.L. 1999. Maintaining biodiversity in forest ecosystems. *NY, USA, Cambridge University Press.*, 265-299 p.
- Brinson, M.M., 1990. Riverine forests. *IN: Forested Wetlands. Ecosystems of the World, 15. Elsevier Science Publishing Co., New York. 1990. p 87-141. 18 fig, 11 tab, 153 ref.*
- Brookes, A., y Shields, F. (Eds). 2001. *River channel restoration: guiding principles for sustainable projects.* John Wiley & Sons.
- Brookes, C. J., Hooke, J. M., Mant, J. 2000. Modelling vegetation interactions with channel flow in river valleys of the Mediterranean region. *Catena* 40, no. 1: 93–118.
- Brookes, C.J., Hooke, J.M. & Mant, J., 2000b. Modelling vegetation interactions with channel flow in river valleys of the Mediterranean region. *Catena*, 40(1), 93–118.
- Bunn, S.E. & Arthington, A.H., 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental management*, 30(4), 492–507.
- Campbell, G.S., 1974. A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. *Soil Science*, 117(6), 311.
- Camporeale, C. & Ridolfi, L., 2006. Riparian vegetation distribution induced by river flow variability: a stochastic approach. *Water Resources Research*, 42(10), 10415.
- Capon, S.J., 2003. Plant community responses to wetting and drying in a large

arid floodplain. *River Research and Applications*, 19(5-6), 509–520.

Cohen, J., 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and psychological measurement*, 20(1), 37–46.

Comité científico de la Red Temática CLIVAR, España, R., 2006. Estado de la Investigación en Clima en España.

Congalton, R. G., Birch, K., Jones, R., Schriever, J. 2002. Evaluating remotely sensed techniques for mapping riparian vegetation. *Computers and Electronics in Agriculture* 37, no. 1-3: 113–126.

Corbacho, C., Sanchez, J. M., Costillo, E. 2003. Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of a Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95, no. 2-3: 495–507.

Cordes, L.D., Hughes, F.M.R. & Getty, M., 1997. Factors affecting the regeneration and distribution of riparian woodlands along a northern prairie river: the Red Deer River, Alberta, Canada. *Journal of Biogeography*, 24(5), 675–695.

Corenblit, D. et al., 2009. Plants intertwine fluvial landform dynamics with ecological succession and natural selection: a niche construction perspective for riparian systems. *Global Ecology and Biogeography*, 18(4), 507–520.

Corenblit, D. et al., 2007. Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: a review of complementary approaches. *Earth Science Reviews*, 84(1-2), 56–86.

Correll, D., 1999. Vegetated stream riparian zones: their effects on stream nutrients, sediments, and toxic substances. *Smithsonian Environmental Research Center, Edgewater, MD*.

- Crawley, M.J., 1997. Plant-herbivore dynamics. *Plant ecology*, 2, 401–474.
- Chapin III, F. S., Walker, B. H., Hobbs, R. J., Hooper, D. U., Lawton, J. H., Sala, O. E., Tilman, D. 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science* 277, no. 5325: 500.
- Chen, Y. et al., 2009. Effects of ecological water conveyance on groundwater dynamics and riparian vegetation in the lower reaches of Tarim River, China. *Hydrological Processes*.
- Choi, S. U.K, Yoon, B., Woo, H. 2005. effects of dam-induced flow regime change on downstream river morphology and vegetation cover in the Hwang River, Korea. *River Research and Applications* 21, no. 2-3: 315–325.
- Dajoz, R. & Morales, M.J.L., 2003. *Tratado de Ecología*, Mundi-Prensa Libros.
- Deng, Z. Q, Singh, V. P. 2002. Optimum channel pattern for environmentally sound training and management of alluvial rivers. *Ecological Modelling* 154, no. 1-2: 61–74.
- Dhondt, K. et al., 2006. Assessment of temporal and spatial variation of nitrate removal in riparian zones. *Environmental monitoring and assessment*, 116(1), 197–215.
- Diggory, Z. et al., 2009. *Linking vegetation dynamics with physical processes, a key step in developing restoration strategies for a semi-arid river and its floodplain*, California Native Plant Society.
- Doble, R. et al., 2004. *Spatial modelling of groundwater discharge patterns to predict floodplain salinisation and impacts on vegetation health*, CSIRO Land and Water Technical Report.
- Dynesius, M. et al., 2004. Intercontinental similarities in riparian-plant diversity and

sensitivity to river regulation. *Ecological Applications*, 14(1), 173–191.

Estrela-Monreal, T., 2009. Antecedentes y estado de la evaluación de los efectos del cambio climático en los recursos hídricos. Jornada: Repercusiones del cambio climático en la planificación y gestión de los recursos hídricos. Valencia, Diciembre 2009.

FISRWG, F.I., 1998a. Stream corridor restoration: Principles, processes, and practices. , GPO Item No. 0120-A; SuDocs No. A 57.6/2:EN 3/PT.653.

FISRWG, F.I., 1998b. Stream corridor restoration: Principles, processes, and practices. , GPO Item No. 0120-A; SuDocs No. A 57.6/2:EN 3/PT.653.

Gaber, L.S., Broersma, K. & Mazumder, A., 2008. Benthic macroinvertebrate community structure under variable land-use and riparian buffer zones within an agricultural watershed.

García-Arias, A., Real, J. & Francés, F., 2010. Evaluation of direct anthropic effects over riparian vegetation zonation in several stretches of Mediterranean rivers in Spain.

Garófano, V., 2009. Análisis de las interrelaciones vegetación-flujo en tramos regulados del río Mijares, orientado a los estudios del régimen ambiental de caudales. Memoria presentada para optar al Diploma de Estudios Avanzados (DEA) del Programa de Doctorado en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente.

Garrote de Marcos, L., 2009. Cambio Climático: Impactos sobre los recursos hídricos y disponibilidad de agua. Jornada: Repercusiones del cambio climático en la planificación y gestión de los recursos hídricos. Valencia, Diciembre 2009.

Glenz, C., Iorgulescu, I., Kienast, F., Schlaepfer, R. 2003. Modelling the dynamics of riparian forests by accounting for hydraulic and geomorphological

processes. *In : EGS - AGU - EUG Joint Assembly Abstract #8875*. Nice, France, 6-11 April 2003

Gollan, J.R. et al., 2009. Can ants be used as ecological indicators of restoration progress in dynamic environments? A case study in a revegetated riparian zone. *Ecological Indicators*.

Gregory, S. V, Swanson, F. J., McKee, W. A., Cummins, K. W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41, no. 8: 540–551.

Harbaugh, A.W. & McDonald, M.G., 1996. User's documentation for MODFLOW-96, an update to the US Geological Survey modular finite-difference ground-water flow model. *US Geological Survey Open-File Report*, 96(485), 56.

Hargreaves, G.H. & Allen, R.G., 2003. History and evaluation of Hargreaves evapotranspiration equation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 129(1), 53–63.

Hargreaves, G.H. & Samani, Z.A., 1985. Reference crop evapotranspiration from temperature. *Appl. Eng. Agric.*, 1 (2), 96-99.

Hayden, M.K. et al., 2009. Drivers of pioneer riparian forest dynamics in abandoned channels: an alternate recruitment pathway? En *The 94th ESA Annual Meeting*.

Hernández, L., Andreu, J. & Pérez, M. A., 2007. Efectos del Cambio Climático en los Sistemas Complejos de Recursos Hídricos. Aplicación a la Cuenca del Júcar; *Tesis Doctoral, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente*, Universidad Politécnica de Valencia.

Hoffmann, C.C. et al., 2009. Phosphorus retention in riparian buffers: Review of their efficiency. *Journal of Environmental Quality*, 38(5), 1942.

- Holgado, P.M. & Menárguez, A.N., 2004. Los efectos ambientales de la regulación de los cursos de cabecera de la cuenca del Tajo: La reducción de los bosques aluviales del Tajo-Jarama.
- Hooper, R. P, Aulenbach, B. T., Burns, D. A., McDonnell, J., Freer, J., Kendall, C., Beven, K. 1998. Riparian control of stream-water chemistry: implications for hydrochemical basin models. *IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports-Intern Assoc Hydrological Sciences* 248: 451–458.
- Horton, J. L., Kolb, T. E., Hart, S.C. 2001. Responses of riparian trees to interannual variation in ground water depth in a semi-arid river basin. *Plant Cell and Environment* 24, no. 3: 293–304.
- Horton, J.L., Kolb, T.E. & Hart, S.C., 2001b. Responses of riparian trees to interannual variation in ground water depth in a semi-arid river basin. *Plant Cell and Environment*, 24(3), 293–304.
- Howard, A.D., 1992. *Modelling channel migration and floodplain sedimentation in meandering streams: in Carling, PA, and Petts, GE, eds., Lowland floodplain rivers: Geomorphological perspectives*, New York, John Wiley and Sons Ltd.
- Hubble, T.C.T., Docker, B.B. & Rutherford, I.D., 2009. The role of riparian trees in maintaining riverbank stability: A review of Australian experience and practice. *Ecological Engineering*.
- Hughes, F.M.R., 2003a. The Flooded Forest: Guidance for policy makers and river managers in Europe on the restoration of floodplain forests. *The floba r2 Project, Department of Geography, University of Cambridge, Cambridge*.
- Hughes, F.M.R., 2003b. The Flooded Forest: Guidance for policy makers and river managers in Europe on the restoration of floodplain forests. *The floba r2 Project, Department of Geography, University of Cambridge, Cambridge*.

- Hupp, C. R., Osterkamp, W. R. 1985. Bottomland vegetation distribution along Passage Creek, Virginia, in relation to fluvial landforms. *Ecology* 66, no. 3: 670–681.
- Hupp, C. R., Osterkamp, W. R. 1996. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology* 14, no. 4: 277–295.
- Hupp, C. R. y M. Rinaldi. 2007. Riparian vegetation patterns in relation to fluvial landforms and channel evolution along selected rivers of Tuscany (Central Italy). *Annals of the Association of American Geographers* 97, no. 1: 12–30.
- Ibero, C., 1996. Ríos de vida. El estado de conservación de las riberas fluviales en España.
- Inamdar, S.P. et al., 1999. Riparian Ecosystem Management Model (REMM): I. Testing of the hydrologic component for a Coastal Plain riparian system. *Transactions of the ASAE*, 42(6), 1679–1690.
- IPCC: Working Group II, The Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Impacts, Adaptation, and Vulnerability.
- Irmak, S., Haman, D.Z. & Jones, J.W., 2002. Evaluation of Class A pan coefficients for estimating reference evapotranspiration in humid location. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 128, 153.
- Jansson, R., Nilsson, C., Dynesius, M. et al., 2000. Effects of river regulation on river-margin vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications*, 10(1), 203–224.
- Jansson, R., C. Nilsson, y B. Renöfält. 2000. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology* 81, no. 4: 899–903.
- Johnson, C.W. & Buffler, S., 2008. Riparian buffer design guidelines for water

quality and wildlife habitat functions on agricultural landscapes in the Intermountain West: Case Study. *Notes*.

Johnson, S. L. 2004. Factors influencing stream temperatures in small streams: substrate effects and a shading experiment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61, no. 6: 913–923.

Kabat, P., Claussen, M. & Dirmeyer, P.A., 2004. *Vegetation, water, humans and the climate: A new perspective on an interactive system*, Springer Verlag.

Karrenberg, S., Edwards, P. J., Kollmann, J. 2002. The life history of Salicaceae living in the active zone of floodplains. *Freshwater Biology* 47, no. 4: 733–748.

Kashyap, P.S. & Panda, R.K., 2001. Evaluation of evapotranspiration estimation methods and development of crop-coefficients for potato crop in a sub-humid region. *Agricultural Water Management*, 50(1), 9–25.

Lambers, H. et al., 2008. *Plant physiological ecology*, Springer.

Lavorel, S. et al., 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution*, 12(12), 474–478.

Lewis, L., Clark, L., Krapf, R., Manning, M., Staats, J., Subirge, T., Townsend, L., Ypsilantis, B. 2003. *Riparian area management: Riparian wetland soils. Technical Reference 1737-19. Bureau of Land Management, Denver, CO. BLM/ST/ST-03/001+ 1737.*

Li, S. et al., 2009. Water quality in the upper Han River basin, China: The impacts of land use/land cover in riparian buffer zone. *Journal of Hazardous Materials*, 165(1-3), 317–324.

Lite, S. J., Stromberg, J. C. 2005. Surface water and ground-water thresholds for

- maintaining Populus–Salix forests, San Pedro River, Arizona. *Biological Conservation* 125, no. 2: 153–167.
- Lite, S.J. & Stromberg, J.C., 2005b. Surface water and ground-water thresholds for maintaining Populus–Salix forests, San Pedro River, Arizona. *Biological Conservation*, 125(2), 153–167.
- Lovett, S., y Huggan, H. (Eds). 1998. Riparian zones: what are they? Australia, LWRRDC, Issue 11, December 1998. 19 p.
- Lowrance, R. et al., 1998a. Proceedings of the First Federal Interagency Hydrologic Modeling Conference, Las Vegas, NV. En págs. 1–81.
- Lowrance, R., Altier, L. S., Williams, R. G., Inamdar, S. P., Bosch, D. D., Sheridan, J. M., Thomas, D. L., Hubbard, R. K. 1998. The riparian ecosystem management model: Simulator for ecological processes in riparian zones. En *Proceedings of the First Federal Interagency Hydrologic Modeling Conference, Las Vegas, NV*, 1:1–81.
- Lowrance, R. et al., 2000. REMM: The riparian ecosystem management model. *Journal of Soil and Water Conservation*, 55(1), 27.
- Lowrance, R., Leonard, R. & Sheridan, J., 1985. Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution. *Journal of Soil and Water Conservation*, 40(1), 87.
- Mac Nish, R.D. et al., 2000. Comparison of riparian evapotranspiration estimates based on a water balance approach and sap flow measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, 105(1-3), 271–279.
- Madden, S.S., Robinson, G.R. & Arnason, J.G., 2007. Spatial Variation in Stream Water Quality in Relation to Riparian Buffer Dimensions in a Rural Watershed of Eastern New York State. *Northeastern Naturalist*, 14(4), 605–618.

- Maddock III, T. & Baird, K.J., 2003. A riparian evapotranspiration package for MODFLOW-96 and MODFLOW-2000. *University of Arizona Department of Hydrology and Water Resources, Research Laboratory for Riparian Studies. HWR.*
- Maddock III, T. & Vionnet, L.B., 1998. Groundwater capture processes under a seasonal variation in natural recharge and discharge. *Hydrogeology Journal*, 6(1), 24–32.
- Magilligan, F.J., Nislow, K.H. & Graber, B.E., 2003. Scale-independent assessment of discharge reduction and riparian disconnectivity following flow regulation by dams. *Geology*, 31(7), 569.
- Makkeasorn, A., Chang, N. B., Li, J. 2009. Seasonal change detection of riparian zones with remote sensing images and genetic programming in a semi-arid watershed. *Journal of Environmental Management* 90, no. 2: 1069–1080.
- Malanson, G.P., 1993. *Riparian landscapes*, Cambridge Univ Pr.
- Marco, J.B., 1981. Hidrología.
- Merritt, D.M. et al., 2009. Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation-flow response guilds. *Freshwater Biology*, 9999(9999).
- Miller, D., Luce, C., Benda, L. 2003. Time, space, and episodicity of physical disturbance in streams. *Forest Ecology and Management* 178, no. 1-2: 121–140.
- Morales- de la Cruz, M. & Francés, F., 2009. Vegetation and water use modelling in a semi-arid riparian zone in Guatemala, by coupling basin and river reach hydrological processes. *Proceed. Internat. Conf. Sci. Inf. Tech. Sust. Manag. Aq. Ecosyst. Concepcion, Chile.*, ISE-1B2-PH1 (conf187a223), 93.

- Morales, M., 2010. *Modelación matemática de la interacción entre la vegetación de ribera y el régimen hídrico del río en condiciones semiáridas.*, Tesis doctoral DIHMA / Universidad Politécnica de Valencia.
- Naiman, R. J, Bilby, R. E., Bisson, P. A. 2000. Riparian ecology and management in the Pacific coastal rain forest. *BioScience* 50, no. 11: 996–1011.
- Naiman, R.J. et al., 2005. *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*, Academic Press.
- Nakamura, F., Jitsu, M., Kameyama, S., Mizugaki, S. 2002. Changes in riparian forests in the Kushiro Mire, Japan, associated with stream channelization. *Regulated Rivers: Research & Management* 18, no. 1: 65–79.
- Neitsch, S.L. et al., 2002. *Soil and Water Assessment Tool theoretical documentation. Version 2000. Texas Water Resources Institute, College Station, Texas, TWRI report, TR-191.*
- Nilsson, C., Berggren, K. 2000. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *BioScience* 50, no. 9: 783–792.
- Nilsson, C. & Svedmark, M., 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environmental Management*, 30(4), 468–480.
- Nuttle, W. 2003. Middleton, BA (Ed.). 2002. Flood Pulsing in Wetlands: Restoring the Natural Hydrological Balance. *Wetlands* 23, no. 1: 211–211.
- Ojeda, A.O., 1993. Los elementos geomorfológicos del cauce en el Ebro de meandros libres y su colonización vegetal. *Geographicalia*, 30, 308.
- Orr, B. et al., 2009. *Riparian vegetation classification, mapping and ecosystem dynamics analysis: Important tools for large-scale River corridor restoration*

in semi-arid lands, California Native Plant Society.

Palmer, M.A. et al., 2008. Climate change and the world's river basins: anticipating management options. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(2), 81–89.

IPCC: Parry, M. L., O. F. Canziani, J. P. Palutikof, P. J. Van der Linden, y C. E. Hanson. 2007. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Ed. IPCC. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Pautou, G. & Decamps, H., 1985. Ecological interactions between the alluvial forests and hydrology of the Upper Rhone. *Archiv für Hydrobiologie*, 104(1), 13–37.

Perona, P. et al., 2009. An observation-based stochastic model for sediment and vegetation dynamics in the floodplain of an Alpine braided river. *Water Resources Research*, 45(9), W09418.

Rayne, S., Henderson, G., Gill, P., Forest, K. 2008. Riparian Forest Harvesting Effects on Maximum Water Temperatures in Wetland-sourced Headwater Streams from the Nicola River Watershed, British Columbia, Canada. *Water Resources Management* 22, no. 5: 565–578.

Real Llanderal, J., 2010. Influencia del Régimen Hídrico en la Zonificación de la Vegetación de Ribera. Trabajo Fin de Máster para la obtención del título de Máster en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente.

Real, J. et al., 2010. Mathematical modeling riparian vegetation zonation in semiarid conditions based on a transpiration index.

Richards, K., Brasington, J., Hughes, F. 2002. Geomorphic dynamics of

floodplains: ecological implications and a potential modelling strategy. *Freshwater Biology* 47, no. 4: 559–579.

Richards, K.S. et al., 1996. Integrated field, laboratory and numerical investigations of hydrological influences on the establishment of riparian tree species.

Richards, L.A., 1931. Capillary conduction of liquids through porous mediums.

Rodríguez-González, P.M., Ferreira, M.T. & Rego, P.R., 2004. Northern Ibero-Atlantic wetland woods Vegetation types and within-stand structure. *Forest Ecology and Management*, 203(1-3), 261–272.

Rodríguez-Iturbe, I. & Porporato, A., 2004. *Ecohydrology of water-controlled ecosystems: soil moisture and plant dynamics*, Cambridge Univ Pr.

Rood, S., Braatne, J. & Goater, L., 2010. Favorable fragmentation: river reservoirs can impede downstream expansion of riparian weeds. *Ecological Applications*.

Rood, S.B., Braatne, J.H. & Hughes, F.M., 2003. Ecophysiology of riparian cottonwoods: stream flow dependency, water relations and restoration. *Tree Physiology*, 23(16), 1113.

Rood, S.B. et al., 1999. Influence of flow regulation on channel dynamics and riparian cottonwoods along the Bow River, Alberta. *Rivers*, 7(1), 33–48.

Rot, B.W., Naiman, R.J. & Bilby, R.E., 2000. Stream channel configuration, landform, and riparian forest structure in the Cascade Mountains, Washington. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(4), 699–707.

Ryel, R. et al., 2002. Hydraulic redistribution in a stand of *Artemisia tridentata*: evaluation of benefits to transpiration assessed with a simulation model.

Oecologia, 130(2), 173–184.

Samani, Z., 2000. Estimating solar radiation and evapotranspiration using minimum climatological data. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 126, 265.

Shenfa, H. et al., 2009. Sward riparian buffer zone for runoff clarification and nutrient removal. *Environmental Pollution & Control*, 06.

Shiau, J. T., Wu, F. C. 2004. Assessment of hydrologic alterations caused by Chi-Chi diversion weir in Chou-Shui Creek, Taiwan: opportunities for restoring natural flow conditions. *River Research and Applications* 20, no. 4: 401–412.

Smith, M. et al., 1992. Expert consultation on revision of FAO methodologies for crop water requirements. *Land and Water Development Division, Food and Agriculture Organisation, Rome*.

Smith, T.M., Shugart, H.H. & Woodward, F.I., 1997. *Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change*, Cambridge Univ Pr.

Snyder, K. A, Williams, D. G. 2000. Water sources used by riparian trees varies among stream types on the San Pedro River, Arizona. *Agricultural and Forest Meteorology* 105, no. 1-3: 227–240.

Snyder, K.A. & Williams, D.G., 2000b. Water sources used by riparian trees varies among stream types on the San Pedro River, Arizona. *Agricultural and Forest Meteorology*, 105(1-3), 227–240.

Sousa, V. & Pereira, L.S., 1999. Regional analysis of irrigation water requirements using kriging:: Application to potato crop (*Solanum tuberosum* L.) at Trás-os-Montes. *Agricultural Water Management*, 40(2-3), 221–233.

Stromberg, J. C. 2001. Restoration of riparian vegetation in the south-western

United States: importance of flow regimes and fluvial dynamism. *Journal of Arid Environments* 49, no. 1: 17–34.

Stromberg, J. C. 1993. Instream flow models for mixed deciduous riparian vegetation within a semiarid region. *River Research and Applications* 8, no. 3: 225–235.

Stromberg, J.C., 1993b. Instream flow models for mixed deciduous riparian vegetation within a semiarid region. *River Research and Applications*, 8(3), 225–235.

Stromberg, J.C., Tiller, R. & Richter, B., 1996. Effects of groundwater decline on riparian vegetation of semiarid regions: the San Pedro, Arizona. *Ecological Applications*, 6(1), 113–131.

Suárez, M. L, Vidal-Abarca, M. R., Sánchez-Montoya, M. M., Alba-Tercedor, J., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N. et al. 2002. Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: El uso del índice QBR. *Limnetica* 21, no. 3-4: 135–148.

Suzuki, W., Osumi, K., Masaki, T., Takahashi, K., Daimaru, H., Hoshizaki, K. 2002. Disturbance regimes and community structures of a riparian and an adjacent terrace stand in the Kanumazawa Riparian Research Forest, northern Japan. *Forest Ecology and Management* 157, no. 1-3: 285–301.

Tabacchi, E., Correll, D. L., Hauer, R., Pinay, G., Planty-Tabacchi, A. M., Wissmar, R. C. 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology* 40, no. 3: 497–516.

Tabacchi, E., Lambs, L., Guilloy, H., Planty-Tabacchi, A. M., Muller, E., Decamps, H. 2000. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes* 14, no. 16-17: 2959–2976.

Tabacchi, E., Planty-Tabacchi, A. M. 2003. Recent changes in riparian vegetation:

- possible consequences on dead wood processing along rivers. *Regulated Rivers: Research & Management* 19, no. 3: 251–263.
- Tabios III, G.Q. & Salas, J.D., 1985. A COMPARATIVE ANALYSIS OF TECHNIQUES FOR SPATIAL INTERPOLATION OF PRECIPITATION. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 21(3), 365–380.
- Temesgen, B., Allen, R.G. & Jensen, D.T., 1999. Adjusting temperature parameters to reflect well-watered conditions. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 125(1), 26–33.
- Terradas, J., 2001. Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes. *Ediciones Omega SA, Barcelona*, 703.
- Treviño, E.J., Cavazos, C. & Aguirre, O., 2001. Distribución y estructura de los bosques de galería en dos ríos del centro sur de Nuevo León. *Madera y bosques*, 7(1), 13–25.
- Vargas, M. et al., 2008. *Cambio climático en el Mediterráneo español*, Instituto Español de Oceanografía.
- Ventura, F. et al., 1999. An evaluation of common evapotranspiration equations. *Irrigation Science*, 18(4), 163–170.
- Vidon, P. et al., 2008. Seasonal changes in stream water quality along an agricultural/urban land-use gradient. *Proceedings of the Indiana Academy of Sciences*, 117(2), 107–123.
- Walters, C., 1997. Challenges in adaptive management of riparian and coastal ecosystems. *Conservation ecology*, 1(2), 1.
- Walters, C., Korman, J. 1999. Cross-scale modeling of riparian ecosystem

- responses to hydrologic management. *Ecosystems* 2, no. 5: 411–421.
- Webb, R. H., Leake, S. A. 2006. Ground-water surface-water interactions and long-term change in riverine riparian vegetation in the southwestern United States. *Journal of Hydrology* 320, no. 3-4: 302–323.
- Webb, R.H. & Leake, S.A., 2006b. Ground-water surface-water interactions and long-term change in riverine riparian vegetation in the southwestern United States. *Journal of Hydrology*, 320(3-4), 302–323.
- Welsch, D.J., 1991. Riparian forest buffers: function and design for protection and enhancement of water resources.
- Welty, J.J. et al., 2002. Riparian aquatic interaction simulator (RAIS): a model of riparian forest dynamics for the generation of large woody debris and shade. *Forest Ecology and Management*, 162(2-3), 299–318.
- Wenger, S., 1999. A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation. *Office of Public Service and Outreach, Institute of Ecology, University of Georgia, Athens, GA.*
- Williams, D. & Scott, R.L., 2009. Vegetation-Hydrology Interactions: Dynamics of Riparian Plant Water Use. *Ecology*, 37–56.
- Williams, D.G., Brunel, J., Schaeffer, S.M., Snyder, K.A. 1998. Biotic controls over the functioning of desert riparian ecosystems. *American Meteorological Society, Special Symposium on hydrology, Arizona, 11-16 Enero 1998*. Sesión 1, Artículo 1.11.
- Winward, A.H., 2000. Monitoring the vegetation resources in riparian areas. En Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-47. Ogden, UT; USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station., pág. 49 p.
- Yuan, Y., Bingner, R.L. & Locke, M.A., 2009. A review of effectiveness of

vegetative buffers on sediment trapping in agricultural areas. *Journal of Ecohydrology*, 2, 321–336.

ANEXO I.

**ESTADÍSTICOS DE LAS SERIES
HIDROMETEOROLÓGICAS UTILIZADAS
EN LAS SIMULACIONES CON EL
MODELO RIBAV**

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla I.a. Parámetros estadísticos de las series hidro-meteorológicas históricas del tramo Lorcha del río Serpis.

Tabla I.b. Parámetros estadísticos de las series hidro-meteorológicas históricas del tramo Terde del río Mijares.

Tabla I.c. Parámetros estadísticos de las series hidro-meteorológicas históricas del tramo Rabo del Batán del río Cabriel.

Tabla I.d. Parámetros estadísticos de las series hidro-meteorológicas históricas del tramo Tormo del río Mijares.

Tabla I.e. Parámetros estadísticos de las series hidro-meteorológicas históricas del tramo Cirat del río Mijares.

Tabla I.f. Parámetros estadísticos de las series hidrológicas en régimen natural teórico de los tramos Lorcha del río Serpis y Tormo del río Mijares.

Tabla I.g. Parámetros estadísticos de las series hidrológicas en los escenarios de regulación de caudales con demandas hidroeléctricas en Terde del río Mijares.

Tabla I.h. Parámetros estadísticos de las series hidrológicas en los escenarios de regulación de caudales con demandas urbanas en Terde del río Mijares.

Tabla I.i. Parámetros estadísticos de las series hidrológicas en los escenarios de regulación de caudales con demandas agrícolas en Terde del río Mijares.

Tabla I.j. Parámetros estadísticos de las series hidrológicas en los escenarios de detracción de caudales con demandas hidroeléctricas, urbanas y agrícolas en Terde del río Mijares.

Tabla I.k. Parámetros estadísticos de las series hidrológicas en los escenarios de caudal mínimo medioambiental correspondientes al 10% del caudal medio diario, con demandas hidroeléctricas, urbanas y agrícolas en Terde del río Mijares.

Tabla I.I. Parámetros estadísticos de las series hidrológicas en los escenarios de caudal mínimo medioambiental correspondientes al 20% del caudal medio diario, con demandas hidroeléctricas, urbanas y agrícolas en Terde del río Mijares.

Tabla I.m. Parámetros estadísticos de las series hidrológicas en el periodo de referencia (1960 – 1990) y en los escenarios de cambio climático (HadCM2-INM (IS92) 2010 – 2040, 2040 – 2070 y 2070 – 2100; HadCM3-PROMES (SRES B2 y A2) 2070 – 2100) en Terde del río Mijares.

Tabla I.n. Parámetros estadísticos de las series hidrológicas en el periodo de referencia (1960 – 1990) y en los escenarios de cambio climático (HadCM2-INM (IS92) 2010 – 2040, 2040 – 2070 y 2070 – 2100; HadCM3-PROMES (SRES B2 y A2) 2070 – 2100) en Rabo del Batán del río Cabriel.

Tabla I.a. Parámetros estadísticos de las series hidro-meteorológicas históricas del tramo Lorcha del río Serpis.

Parámetros estadísticos del tramo Lorcha del Serpis en régimen alterado							
Mes	Estadístico	P (mm/d)	ET ₀ (mm/d)	Q (m ³ /s)	T _{max} (°C)	T _{med} (°C)	T _{min} (°C)
Ene	\bar{x}	1.93	1.05	1.05	16.22	9.93	4.84
	CV	4.10	0.24	0.96	0.26	0.34	0.79
Feb	\bar{x}	2.31	1.54	0.84	17.59	11.21	5.77
	CV	4.38	0.28	0.70	0.27	0.29	0.60
Mar	\bar{x}	1.95	2.27	0.78	20.26	13.75	8.05
	CV	3.59	0.25	0.76	0.23	0.25	0.46
Abr	\bar{x}	2.68	3.20	1.13	22.39	15.63	9.29
	CV	4.56	0.23	1.22	0.19	0.18	0.28
May	\bar{x}	2.59	4.20	1.18	26.38	19.21	12.40
	CV	4.59	0.23	1.29	0.18	0.16	0.22
Jun	\bar{x}	0.64	5.35	1.10	31.91	23.91	16.03
	CV	6.26	0.16	0.39	0.12	0.12	0.15
Jul	\bar{x}	0.29	5.61	1.33	34.86	26.61	18.59
	CV	9.48	0.13	0.28	0.09	0.07	0.10
Ago	\bar{x}	0.61	4.93	1.34	34.53	26.40	18.78
	CV	5.17	0.14	0.28	0.09	0.08	0.12
Sep	\bar{x}	2.97	3.47	1.17	30.22	22.71	16.27
	CV	4.58	0.17	1.07	0.11	0.11	0.16
Oct	\bar{x}	4.47	2.17	2.01	25.15	18.37	12.79
	CV	4.36	0.22	1.67	0.16	0.14	0.22
Nov	\bar{x}	2.88	1.28	1.04	19.55	12.94	8.20
	CV	3.63	0.22	1.09	0.20	0.24	0.43
Dic	\bar{x}	3.29	0.94	1.99	16.63	10.68	6.10
	CV	3.60	0.24	3.21	0.24	0.30	0.62

Donde, \bar{x} : es la media muestral calculada para un total de 12 años (1998 – 2009); y CV es el coeficiente de variación calculado con el cociente entre la desviación estándar muestral y la media muestral.

Tabla I.b. Parámetros estadísticos de las series hidro-meteorológicas históricas del tramo Terde del río Mijares.

Estadísticos del tramo Terde del Mijares en régimen natural							
Mes	Estadístico	P (mm/d)	ET ₀ (mm/d)	Q (m ³ /s)	T _{max} (°C)	T _{med} (°C)	T _{min} (°C)
Ene	\bar{x}	0.87	0.87	0.96	10.09	5.66	1.37
	CV	3.88	0.26	1.26	0.39	0.55	2.23
Feb	\bar{x}	1.01	1.17	0.87	11.66	6.57	1.56
	CV	3.84	0.19	0.95	0.41	0.53	1.89
Mar	\bar{x}	1.01	1.69	0.95	14.80	9.20	3.52
	CV	3.45	0.21	1.03	0.32	0.38	0.85
Abr	\bar{x}	1.56	2.24	0.92	16.47	10.64	4.77
	CV	3.20	0.24	1.04	0.26	0.29	0.57
May	\bar{x}	1.91	2.99	1.11	20.48	14.33	8.37
	CV	2.57	0.22	1.21	0.23	0.23	0.33
Jun	\bar{x}	1.69	3.86	1.09	25.59	19.02	12.43
	CV	3.07	0.18	1.45	0.17	0.17	0.23
Jul	\bar{x}	0.94	4.41	0.64	29.67	22.26	14.94
	CV	4.42	0.13	1.38	0.12	0.13	0.18
Ago	\bar{x}	1.40	4.00	0.67	29.15	21.95	14.84
	CV	3.74	0.11	1.94	0.13	0.13	0.18
Sep	\bar{x}	1.80	2.92	0.68	24.23	17.70	11.28
	CV	3.19	0.16	1.61	0.17	0.17	0.26
Oct	\bar{x}	1.79	1.85	0.95	18.67	13.35	8.13
	CV	3.47	0.24	5.23	0.20	0.21	0.35
Nov	\bar{x}	1.48	1.13	0.69	13.25	8.57	3.99
	CV	3.85	0.33	1.60	0.31	0.38	0.85
Dic	\bar{x}	1.36	0.85	0.74	10.51	6.12	1.90
	CV	3.79	0.37	1.03	0.38	0.51	1.66

Donde, \bar{x} : es la media muestral calculada para un total de 62 años (1948 – 2009); y CV es el coeficiente de variación calculado con el cociente entre la desviación estándar muestral y la media muestral.

Tabla I.c. Parámetros estadísticos de las series hidro-meteorológicas históricas del tramo Rabo del Batán del río Cabriel.

Estadísticos del tramo Rabo del Batán del Cabriel en régimen natural							
Mes	Estadístico	P (mm/d)	ET ₀ (mm/d)	Q (m ³ /s)	T _{max} (°C)	T _{med} (°C)	T _{min} (°C)
Ene	\bar{x}	1.48	0.94	8.37	10.56	4.43	-1.56
	CV	2.83	0.45	1.21	0.39	0.65	-2.52
Feb	\bar{x}	1.71	1.26	9.06	11.65	5.24	-1.02
	CV	2.58	0.30	0.98	0.38	0.57	-3.89
Mar	\bar{x}	1.47	1.90	9.22	14.80	7.85	1.01
	CV	2.94	0.28	1.04	0.31	0.40	3.56
Abr	\bar{x}	1.72	2.59	7.99	16.83	9.91	3.08
	CV	2.66	0.29	0.71	0.26	0.30	1.01
May	\bar{x}	1.93	3.60	7.38	21.27	13.79	6.35
	CV	2.64	0.29	0.74	0.24	0.25	0.45
Jun	\bar{x}	1.38	4.66	6.07	26.80	18.25	9.71
	CV	3.20	0.22	0.61	0.18	0.18	0.27
Jul	\bar{x}	0.44	5.40	4.06	31.59	21.80	11.94
	CV	5.46	0.14	0.53	0.12	0.13	0.23
Ago	\bar{x}	0.64	4.82	3.40	31.00	21.45	11.85
	CV	4.81	0.13	0.49	0.11	0.12	0.24
Sep	\bar{x}	1.35	3.41	3.43	26.12	17.67	9.21
	CV	3.19	0.20	0.47	0.17	0.17	0.32
Oct	\bar{x}	2.06	2.02	3.93	19.46	12.57	5.74
	CV	3.26	0.35	0.72	0.23	0.23	0.54
Nov	\bar{x}	1.71	1.20	4.88	13.71	7.47	1.34
	CV	2.60	0.52	0.84	0.30	0.38	2.73
Dic	\bar{x}	1.85	0.86	6.65	10.56	4.64	-1.13
	CV	2.62	0.53	1.33	0.36	0.56	-3.27

Donde, \bar{x} : es la media muestral calculada para un total de 61 años (1949 – 2009); y CV es el coeficiente de variación calculado con el cociente entre la desviación estándar muestral y la media muestral.

Tabla I.d. Parámetros estadísticos de las series hidro-meteorológicas históricas del tramo Tormo del río Mijares.

Estadísticos del tramo Tormo del Mijares en régimen alterado							
Mes	Estadístico	P (mm/d)	ET ₀ (mm/d)	Q (m ³ /s)	T _{max} (°C)	T _{med} (°C)	T _{min} (°C)
Ene	\bar{x}	1.29	1.13	0.96	15.32	8.91	2.50
	CV	3.96	0.32	3.23	0.26	0.33	1.37
Feb	\bar{x}	1.42	1.53	0.48	16.77	9.95	3.14
	CV	4.18	0.25	1.39	0.27	0.31	1.03
Mar	\bar{x}	1.20	2.11	0.38	19.01	11.70	5.45
	CV	4.01	0.26	1.55	0.23	0.28	0.62
Abr	\bar{x}	2.29	2.81	0.53	20.51	13.43	6.35
	CV	3,26	0,30	1,81	0,19	0,20	0,43
May	\bar{x}	2.24	3.71	0.91	24.19	17.00	9.81
	CV	3.43	0.25	2.04	0.16	0.16	0.27
Jun	\bar{x}	1.64	1.64	4.45	0.89	28.32	20.96
	CV	4.12	4.12	0.21	3.03	0.13	0.13
Jul	\bar{x}	0.62	4.77	0.31	31.31	23.61	15.92
	CV	5.86	0.15	1.10	0.09	0.09	0.14
Ago	\bar{x}	1.32	4.35	0.34	31.70	24.19	16.68
	CV	4.79	0.14	1.27	0.09	0.08	0.13
Sep	\bar{x}	2.35	3.18	0.55	27.68	20.74	13.80
	CV	3.34	0.19	1.86	0.12	0.12	0.22
Oct	\bar{x}	2.15	2.21	0.91	23.34	16.73	10.11
	CV	4.61	0.29	2.86	0.16	0.16	0.30
Nov	\bar{x}	1.98	1.41	0.71	18.48	12.14	5.80
	CV	5.02	0.42	2.27	0.21	0.26	0.67
Dic	\bar{x}	2.05	1.07	1.86	15.48	9.47	3.47
	CV	3.78	0.51	3.97	0.24	0.31	1.06

Donde, \bar{x} : es la media muestral calculada para un total de 21 años (1987 – 2008); y CV es el coeficiente de variación calculado con el cociente entre la desviación estándar muestral y la media muestral.

Tabla I.e. Parámetros estadísticos de las series hidro-meteorológicas históricas del tramo Cirat del río Mijares.

Estadísticos del tramo Cirat del Mijares en régimen alterado							
Mes	Estadístico	P (mm/d)	ET ₀ (mm/d)	Q (m ³ /s)	T _{max} (°C)	T _{med} (°C)	T _{min} (°C)
Ene	\bar{x}	1.32	1.11	1.95	14.98	8.57	2.17
	CV	4.05	0.32	1.53	0.27	0.35	1.58
Feb	\bar{x}	1.45	1.51	1.35	16.43	9.62	2.80
	CV	4.37	0.25	0.57	0.27	0.32	1.16
Mar	\bar{x}	1.21	2.09	1.20	18.67	11.36	5.11
	CV	4.13	0.27	0.65	0.23	0.29	0.66
Abr	\bar{x}	2.34	2.78	1.46	20.17	13.09	6.01
	CV	3.28	0.30	0.84	0.20	0.20	0.46
May	\bar{x}	2.25	3.67	1.69	23.86	16.66	9.47
	CV	3.87	0.25	1.02	0.17	0.17	0.28
Jun	\bar{x}	1.69	4.41	1.51	27.99	20.62	13.26
	CV	4.28	0.22	1.63	0.13	0.13	0.20
Jul	\bar{x}	0.64	4.73	0.92	30.97	23.28	15.58
	CV	6.10	0.15	0.50	0.09	0.09	0.14
Ago	\bar{x}	1.36	4.31	0.97	31.36	23.85	16.34
	CV	5.34	0.14	0.48	0.09	0.08	0.13
Sep	\bar{x}	2.41	3.15	1.22	27.34	20.40	13.46
	CV	3.60	0.19	0.67	0.12	0.12	0.22
Oct	\bar{x}	2.16	2.19	1.97	23.00	16.39	9.77
	CV	4.63	0.29	1.92	0.16	0.16	0.31
Nov	\bar{x}	2.04	1.39	1.74	18.14	11.80	5.46
	CV	5.17	0.42	1.16	0.22	0.26	0.71
Dic	\bar{x}	2.08	1.06	2.35	15.14	9.14	3.13
	CV	3.76	0.51	2.72	0.25	0.32	1.18

Donde, \bar{x} : es la media muestral calculada para un total de 21 años (1987 – 2008); y CV es el coeficiente de variación calculado con el cociente entre la desviación estándar muestral y la media muestral.

Tabla I.f. Parámetros estadísticos de las series hidrológicas en régimen natural teórico de los tramos Lorcha del río Serpis y Tormo del río Mijares.

Estadísticos del paso a régimen natural teórico			
Mes	Estadístico	Q (m³/s) Lorcha	Q (m³/s) Tormo
Ene	\bar{x}	1.36	6.62
	CV	0.77	0.81
Feb	\bar{x}	1.31	6.16
	CV	0.95	0.62
Mar	\bar{x}	1.22	6.00
	CV	0.80	0.61
Abr	\bar{x}	1.61	7.18
	CV	1.69	0.71
May	\bar{x}	1.32	7.89
	CV	1.70	0.88
Jun	\bar{x}	0.63	7.11
	CV	0.86	1.04
Jul	\bar{x}	0.41	5.53
	CV	0.79	0.55
Ago	\bar{x}	0.43	5.56
	CV	1.03	0.70
Sep	\bar{x}	0.94	5.89
	CV	3.45	0.77
Oct	\bar{x}	1.96	6.85
	CV	3.68	1.37
Nov	\bar{x}	1.57	6.56
	CV	1.70	1.30
Dic	\bar{x}	3.06	6.96
	CV	2.92	1.45

Donde, \bar{x} : es la media muestral calculada para un total de 12 años en Lorcha y 21 años en Tormo; y **CV** es el coeficiente de variación calculado con el cociente entre la desviación estándar muestral y la media muestral.

Tabla I.g. Parámetros estadísticos de las series hidrológicas en los escenarios de regulación de caudales con demandas hidroeléctricas en Terde del río Mijares.

Estadísticos de los escenarios de regulación de caudales en Terde con demandas hidroeléctricas					
Volumen de embalse	Estadístico	Q20% Q (m ³ /s)	Q50% Q (m ³ /s)	Q80% Q (m ³ /s)	Q100% Q (m ³ /s)
V20%	\bar{x}	0.86	0.86	0.86	0.86
	CV	2.11	2.07	1.97	1.91
	MAX	149.14	149.14	149.14	149.14
	MIN	0.17	0.13	0.06	0.03
V40%	\bar{x}	0.86	0.86	0.87	0.87
	CV	2.11	2.06	1.94	1.85
	MAX	149.14	149.14	149.14	149.14
	MIN	0.17	0.43	0.06	0.17
V60%	\bar{x}	0.43	0.86	0.87	0.87
	CV	2.11	2.06	1.90	1.82
	MAX	149.14	149.14	149.14	149.14
	MIN	0.17	0.43	0.06	0.06
V80%	\bar{x}	0.86	0.86	0.88	0.88
	CV	2.11	2.06	1.88	1.79
	MAX	149.14	149.14	149.14	149.14
	MIN	0.17	0.43	0.06	0.06
V100%	\bar{x}	0.86	0.86	0.88	0.88
	CV	2.11	2.06	1.86	1.77
	MAX	149.14	149.14	149.14	149.14
	MIN	0.17	0.43	0.06	0.06

Donde, \bar{x} : es la media muestral calculada para un total de 62 años; **CV** es el coeficiente de variación; **MAX** es el valor máximo de la serie; y **MIN** es el valor mínimo de la serie.

Los escenarios se han planteado considerando volúmenes de embalse (**V_i%**) equivalentes al **i%** de la aportación anual media y caudales de demanda (**Q_j%**) correspondientes al **j%** del caudal medio diario en el tramo, de la serie histórica disponible de caudales (1946 – 2009).

Tabla I.h. Parámetros estadísticos de las series hidrológicas en los escenarios de regulación de caudales con demandas urbanas en Terde del río Mijares.

Estadísticos de los escenarios de regulación de caudales en Terde con demandas urbanas					
Volumen de embalse	Estadístico	Q20% Q (m ³ /s)	Q50% Q (m ³ /s)	Q80% Q (m ³ /s)	Q100% Q (m ³ /s)
V20%	\bar{x}	0.86	0.86	0.86	0.86
	CV	2.11	2.06	1.96	1.91
	MAX	149.14	149.14	149.14	148.67
	MIN	0.15	0.13	0.06	0.06
V40%	\bar{x}	0.86	0.86	0.87	0.87
	CV	2.11	2.05	1.94	1.86
	MAX	149.14	149.14	149.14	148.67
	MIN	0.15	0.37	0.06	0.06
V60%	\bar{x}	0.86	0.86	0.87	0.87
	CV	2.11	2.05	1.90	1.82
	MAX	149.14	149.14	149.14	148.67
	MIN	0.15	0.37	0.06	0.06
V80%	\bar{x}	0.86	0.86	0.88	0.88
	CV	2.11	2.05	1.87	1.79
	MAX	149.14	149.14	149.14	148.67
	MIN	0.15	0.37	0.06	0.06
V100%	\bar{x}	0.86	0.86	0.88	0.88
	CV	2.11	2.05	1.86	1.77
	MAX	149.14	149.14	149.14	148.67
	MIN	0.15	0.37	0.06	0.06

Donde, \bar{x} : es la media muestral calculada para un total de 62 años; CV es el coeficiente de variación; MAX es el valor máximo de la serie; y MIN es el valor mínimo de la serie.

Los escenarios se han planteado considerando volúmenes de embalse ($V_i\%$) equivalentes al $i\%$ de la aportación anual media y caudales de demanda ($Q_j\%$) correspondientes al $j\%$ del caudal medio diario en el tramo, de la serie histórica disponible de caudales (1946 – 2009).

Tabla I.i. Parámetros estadísticos de las series hidrológicas en los escenarios de regulación de caudales con demandas agrícolas en Terde del río Mijares.

Estadísticos de los escenarios de regulación de caudales en Terde con demandas agrícolas					
Volumen de embalse	Estadístico	Q20% Q (m ³ /s)	Q50% Q (m ³ /s)	Q80% Q (m ³ /s)	Q100% Q (m ³ /s)
V20%	\bar{x}	0.86	0.86	0.86	0.86
	CV	2.08	2.09	2.07	2.06
	MAX	149.14	149.14	130.89	118.51
	MIN	0.00	0.00	0.00	0.00
V40%	\bar{x}	0.86	0.86	0.86	0.86
	CV	2.08	2.09	2.06	2.01
	MAX	149.14	149.14	130.89	105.56
	MIN	0.00	0.00	0.00	0.00
V60%	\bar{x}	0.86	0.86	0.87	0.87
	CV	2.08	2.09	2.05	1.99
	MAX	149.14	149.14	130.89	105.56
	MIN	0.00	0.00	0.00	0.00
V80%	\bar{x}	0.86	0.86	0.87	0.87
	CV	2.08	2.09	2.01	1.95
	MAX	149.14	149.14	130.89	105.56
	MIN	0.00	0.00	0.00	0.00
V100%	\bar{x}	0.86	0.86	0.88	0.88
	CV	2.08	2.09	1.99	1.94
	MAX	149.14	149.14	130.89	105.56
	MIN	0.00	0.00	0.00	0.00

Donde, \bar{x} : es la media muestral calculada para un total de 62 años; CV es el coeficiente de variación; MAX es el valor máximo de la serie; y MIN es el valor mínimo de la serie.

Los escenarios se han planteado considerando volúmenes de embalse ($V_i\%$) equivalentes al $i\%$ de la aportación anual media y caudales de demanda ($Q_j\%$) correspondientes al $j\%$ del caudal medio diario en el tramo, de la serie histórica disponible de caudales (1946 – 2009).

Tabla I.j. Parámetros estadísticos de las series hidrológicas en los escenarios de detracción de caudales con demandas hidroeléctricas, urbanas y agrícolas en Terde del río Mijares.

Estadísticos de los escenarios de detracción de caudales en Terde					
Tipo de demanda	Estadístico	Q20% Q (m ³ /s)	Q50% Q (m ³ /s)	Q80% Q (m ³ /s)	Q100% Q (m ³ /s)
D. Hidroeléctricas	\bar{x}	0.70	0.52	0.42	0.37
	CV	2.58	3.44	4.19	4.65
	MAX	148.97	148.71	148.45	148.28
	MIN	0.07	0.07	0.07	0.07
D. Urbanas	\bar{x}	0.70	0.53	0.43	0.38
	CV	2.58	3.38	4.10	4.53
	MAX	149.00	148.77	148.55	148.40
	MIN	0.07	0.07	0.07	0.07
D. Agrícolas	\bar{x}	0.75	0.69	0.66	0.65
	CV	2.41	2.58	2.68	2.72
	MAX	149.13	149.11	149.09	149.07
	MIN	0.07	0.07	0.07	0.07

Donde, \bar{x} : es la media muestral calculada para un total de 62 años; **CV** es el coeficiente de variación; **MAX** es el valor máximo de la serie; y **MIN** es el valor mínimo de la serie.

Los escenarios se han planteado considerando caudales de demanda (**Qj%**) correspondientes al **j%** del caudal medio diario en el tramo, de la serie histórica disponible de caudales (1946 – 2009).

Tabla I.k. Parámetros estadísticos de las series hidrológicas en los escenarios de caudal mínimo medioambiental correspondientes al 10% del caudal medio diario, con demandas hidroeléctricas, urbanas y agrícolas en Terde del río Mijares.

Estadísticos de los escenarios de caudal mínimo 10% en Terde				
Tipo de demanda	Estadístico	Sin estacionalidad Q (m ³ /s)	Estacionalidad estival Q (m ³ /s)	Estacionalidad mensual Q (m ³ /s)
D. Hidroeléctricas	\bar{x}	0.26	0.26	0.26
	CV	6.01	6.03	6.01
	MAX	148.45	148.45	148.45
	MIN	0.06	0.06	0.06
D. Urbanas	\bar{x}	0.26	0.26	0.26
	CV	5.98	6.00	5.98
	MAX	148.55	148.55	148.55
	MIN	0.06	0.06	0.06
D. Agrícolas	\bar{x}	0.26	0.26	0.26
	CV	5.35	5.36	5.33
	MAX	126.25	126.18	125.54
	MIN	0.06	0.06	0.06

Donde, \bar{x} : es la media muestral calculada para un total de 62 años; **CV** es el coeficiente de variación; **MAX** es el valor máximo de la serie; y **MIN** es el valor mínimo de la serie disponible de caudales (1946 – 2009).

Tabla I.I. Parámetros estadísticos de las series hidrológicas en los escenarios de caudal mínimo medioambiental correspondientes al 20% del caudal medio diario, con demandas hidroeléctricas, urbanas y agrícolas en Terde del río Mijares.

Estadísticos de los escenarios de caudal mínimo 20% en Terde				
Tipo de demanda	Estadístico	Sin estacionalidad Q (m ³ /s)	Estacionalidad estival Q (m ³ /s)	Estacionalidad mensual Q (m ³ /s)
D. Hidroeléctricas	\bar{x}	0.30	0.29	0.30
	CV	5.09	5.12	5.09
	MAX	148.45	148.45	148.45
	MIN	0.06	0.06	0.06
D. Urbanas	\bar{x}	0.30	0.30	0.30
	CV	5.08	5.11	5.08
	MAX	148.47	148.55	148.22
	MIN	0.06	0.06	0.06
D. Agrícolas	\bar{x}	0.30	0.30	0.30
	CV	4.41	4.44	4.38
	MAX	121.67	121.53	120.25
	MIN	0.06	0.06	0.06

Donde, \bar{x} : es la media muestral calculada para un total de 62 años; **CV** es el coeficiente de variación; **MAX** es el valor máximo de la serie; y **MIN** es el valor mínimo de la serie disponible de caudales (1946 – 2009).

Tabla I.m. Parámetros estadísticos de las series hidrológicas en el periodo de referencia (1960 – 1990) y en los escenarios de cambio climático (HadCM2-INM (IS92) 2010 – 2040, 2040 – 2070 y 2070 – 2100; HadCM3-PROMES (SRES B2 y A2) 2070 – 2100) en Terde del río Mijares.

Estadísticos de los escenarios de cambio climático en Terde				
Volumen de embalse	Estadístico	P (mm/d)	ET₀ (mm/d)	Q (m³/s)
Periodo de Referencia 1960-1990	\bar{x}	1.45	2.32	0.94
	CV	3.48	0.54	1.20
	MAX	81.10	6.07	36.40
	MIN	0.00	0.00	0.03
HadCM2-INM (IS92) 2010 - 2040	\bar{x}	1.57	2.27	0.86
	CV	3.46	0.63	1.21
	MAX	78.95	6.40	33.39
	MIN	0.00	0.00	0.03
HadCM2-INM (IS92) 2040 - 2070	\bar{x}	1.56	2.33	0.83
	CV	3.47	0.62	1.22
	MAX	87.19	6.51	32.39
	MIN	0.00	0.00	0.02
HadCM2-INM (IS92) 2070 - 2100	\bar{x}	1.62	2.45	0.79
	CV	3.51	0.62	1.22
	MAX	115.41	6.69	31.06
	MIN	0.00	0.00	0.02
HadCM3-PROMES (SRES B2) 2070 - 2100	\bar{x}	1.14	2.46	0.69
	CV	3.79	0.64	1.20
	MAX	74.37	6.92	25.38
	MIN	0.00	0.00	0.02
HadCM3-PROMES (SRES A2) 2070 - 2100	\bar{x}	1.09	2.52	0.66
	CV	4.14	0.63	1.19
	MAX	106.31	7.03	24.38
	MIN	0.00	0.00	0.02

Tabla I.n. *Parámetros estadísticos de las series hidrológicas en el periodo de referencia (1960 – 1990) y en los escenarios de cambio climático (HadCM2-INM (IS92) 2010 – 2040, 2040 – 2070 y 2070 – 2100; HadCM3-PROMES (SRES B2 y A2) 2070 – 2100) en Rabo del Batán del río Cabriel.*

Estadísticos de los escenarios de cambio climático en Rabo del Batán				
Volumen de embalse	Estadístico	P (mm/d)	ET₀ (mm/d)	Q (m³/s)
Periodo de Referencia 1960-1990	\bar{x}	1.53	2.66	7.22
	CV	3.08	0.63	0.94
	MAX	140.57	6.87	177.82
	MIN	0.00	0.08	1.06
HadCM2-INM (IS92) 2010 - 2040	\bar{x}	1.65	2.75	5.86
	CV	3.07	0.63	0.90
	MAX	138.10	7.15	137.07
	MIN	0.00	0.08	0.87
HadCM2-INM (IS92) 2040 - 2070	\bar{x}	1.76	2.82	5.39
	CV	3.11	0.62	0.90
	MAX	156.86	7.26	118.54
	MIN	0.00	0.09	0.83
HadCM2-INM (IS92) 2070 - 2100	\bar{x}	1.75	2.99	4.88
	CV	3.13	0.61	0.90
	MAX	130.42	7.51	94.09
	MIN	0.00	0.11	0.67
HadCM3-PROMES (SRES B2) 2070 - 2100	\bar{x}	1.31	2.98	4.16
	CV	3.27	0.64	0.98
	MAX	147.05	7.71	107.43
	MIN	0.00	0.10	0.55
HadCM3-PROMES (SRES A2) 2070 - 2100	\bar{x}	1.29	3.05	3.77
	CV	3.23	0.63	1.01
	MAX	127.22	7.84	106.69
	MIN	0.00	0.10	0.46